



TITLE:

アスベストによる環境汚染の防止  
対策と評価手法に関する研究(  
Dissertation\_全文)

AUTHOR(S):

寺園, 淳

---

CITATION:

寺園, 淳. アスベストによる環境汚染の防止対策と評価手法に関する研究. 京都大学, 2000, 博士(工学)

ISSUE DATE:

2000-09-25

URL:

<https://doi.org/10.11501/3174944>

RIGHT:

新制
工
1191

アスベストによる環境汚染の防止対策と評価手法に関する研究

2000年

寺園 淳

# アスベストによる環境汚染の防止対策と評価手法に関する研究

2000年

寺 園 淳

## 目次

第1章 序論	1
1-1 本研究の背景と目的	1
1-2 本研究の概要	2
第1章 参考文献	3
第2章 アスベストの基本的特性	5
2-1 はじめに	5
2-2 アスベストの特性と使用	5
2-2-1 アスベストの種類と特性	5
2-2-2 アスベストの産出と使用	8
2-3 アスベストによる健康影響	10
2-3-1 アスベスト及び代替繊維の毒性	10
2-3-2 アスベストのリスクアセスメント	13
2-4 アスベストの環境中濃度	17
2-4-1 大気系のアスベスト	17
2-4-2 水系のアスベスト	20
2-4-3 土壌・汚泥系のアスベスト	22
2-4-4 地球規模のアスベスト汚染	22
2-5 アスベストの規制動向と代替化	23
2-5-1 アスベストの規制動向	23
2-5-2 アスベストの代替化	31
2-6 まとめ	33
第2章 参考文献	33
第3章 アスベストの測定分析方法	37
3-1 はじめに	37
3-2 大気中アスベストの測定分析方法	37
3-2-1 位相差顕微鏡法（PCM法）	39
3-2-2 透過型電子顕微鏡法（TEM法）	43
3-2-3 走査型電子顕微鏡法（SEM法）	49
3-2-4 光散乱式繊維状物質測定法（FAM法）	50
3-2-5 X線回折法	51
3-3 固体中アスベストの測定分析方法	51
3-3-1 X線回折法	52
3-3-2 偏光顕微鏡法（PLM法）	53
3-3-3 位相差顕微鏡（PCM）を用いた分散染色法	55
3-3-4 透過型電子顕微鏡法（TEM法）	55
3-4 水中アスベストの分析方法	56
3-4-1 透過型電子顕微鏡法（TEM法）	56
3-5 大気中アスベストのモニタリング	57
3-5-1 PCM法、FAM法、TEM法によるモニタリングの比較	58
3-5-2 アスベストモニタリング方法の検討	63
3-6 まとめ	65
第3章 参考文献	65



第4章 アスベストによる環境汚染と防止対策	69
4-1 はじめに	69
4-2 吹付けアスベスト	69
4-2-1 吹付けアスベストによる室内環境汚染	70
4-2-2 除去時におけるアスベストの飛散とその防止対策	71
4-3 石綿スレート	73
4-3-1 石綿スレートの劣化によるアスベスト飛散	74
4-3-2 石綿スレートの解体に伴うアスベストの飛散	75
4-3-3 石綿スレートの飛散性試験	77
4-3-4 石綿スレートの飛散防止対策	78
4-4 阪神・淡路大震災におけるアスベスト飛散	78
4-4-1 地震災害によるアスベスト飛散の概要	79
4-4-2 阪神・淡路大震災における吹付けアスベスト由来のアスベスト飛散	84
4-4-3 拡散モデルによるアスベスト濃度の試算と評価	89
4-5 建築物におけるアスベスト管理	96
4-6 まとめ	98
第4章 参考文献	98
第5章 アスベスト廃棄物の発生と処理対策	101
5-1 はじめに	101
5-2 アスベスト廃棄物	101
5-2-1 アスベスト廃棄物の発生	101
5-2-2 アスベスト廃棄物の性状	103
5-3 アスベスト廃棄物の溶融処理	105
5-3-1 溶融温度特性	105
5-3-2 小型溶融炉によるラボプラント実験	110
5-3-3 電気抵抗炉による実証プラント実験	117
5-3-4 溶融処理システムの課題	121
5-4 その他の処理方法	123
5-4-1 酸処理	123
5-4-2 固型化	123
5-5 まとめ	124
第5章 参考文献	124
第6章 アスベスト対策や使用に係る総合的な影響評価	127
6-1 はじめに	127
6-2 ライフサイクルアセスメント（LCA）及び関連する評価手法	127
6-2-1 ライフサイクルアセスメント（LCA）	127
6-2-2 簡易型暴露評価モデルの開発ーパルス-フラックス問題への対処方法	129
6-2-3 インパクトアセスメントと比較リスク評価	136
6-3 吹付けアスベスト除去対策の評価	139
6-3-1 評価対象と方法	139
6-3-2 健康リスクの試算結果	143
6-3-3 リスク対コストの分析	147
6-4 吹付けアスベスト除去対策におけるリスクインデックス	151
6-4-1 米国のリスクインデックス	151
6-4-2 アスベスト対策におけるリスクインデックスの使用	153

6-5 アスベスト廃棄物溶融処理の評価 -----	156
6-5-1 評価対象と方法 -----	156
6-5-2 健康リスクの試算結果 -----	157
6-5-3 エネルギー消費の試算結果 -----	157
6-5-4 アスベスト廃棄物溶融処理の評価 -----	157
6-6 吹付けアスベスト使用に係るライフサイクルでの評価 -----	159
6-6-1 評価対象と方法 -----	159
6-6-2 健康リスクの試算結果 -----	160
6-6-3 エネルギー消費の試算結果 -----	161
6-6-4 吹付けアスベスト使用の評価 -----	162
6-7 まとめ -----	163
第6章 参考文献 -----	163
第7章 結論 -----	167
7-1 本研究の総括 -----	167
7-2 今後の研究課題 -----	168
謝辞 -----	170
Appendix ユニットリスクの算定方法-----	171

## 第1章 序論

### 1-1 本研究の背景と目的

本研究を開始した直接のきっかけは、1987年から数ヶ年のうちに京都大学の学内において多くの劣化した吹付けアスベストが確認されたことに始まる。それらへの対処を巡って、アスベストの危険性に対する学術的知見の収集に始まり、当該空間使用者の利便やコストといった制限の中での対策の実現可能性などに関して、学内の関係委員会において深い議論がなされた。筆者はその中途より現場に立つ機会を与えられ、吹付けアスベストから石綿スレートに至る解体工事の際の諸対策、これらのアスベスト廃棄物の処理対策などに関与してきた。

また、学外においてもアスベストによる環境汚染の恐れはしばしば世に知られている。1986年10月に米空母ミッドウェーから大量のアスベスト廃棄物が発生し、粉碎・処分された事件<sup>1)</sup>から国内でにわかに関心が高まり、全国各地の建築物で吹付けアスベストや石綿スレートからのアスベスト飛散が住民に懸念あるいは脅威を与えてきた。図1.1に示す新聞報道の件数でもわかるように、1980年代後半のアスベストへの関心は、1990年代前半には表面的には落ち着きを取り戻しつつあったかに見えた。むろん、この間も造船所などの労働者の中にはアスベスト肺（じん肺）や肺がん、中皮腫に苦しむ人があり、横須賀石綿じん肺訴訟（1988年提訴、1997年和解）をはじめとする裁判や多くの労災認定の例があることを忘れてはならない。

しかしながら、そのような事象にとどまらず、1995年1月に生じた阪神・淡路大震災が改めてアスベスト問題を惹起させたこと<sup>2)</sup>は記憶に新しい。これは、アスベスト対策の遅れから民間建築物などに残された吹付けアスベストが、被災地の環境汚染を引き起こしているとされたものである。同時に、平時からの有害物質の管理の不十分さを露呈したものであると言えるが、我々がそれを教訓にできたかは十分に検証する必要があるだろう。

このようなアスベストも、かつてはその有用な特性から多用途で使用されていたことは良く知られている。平岡<sup>3)</sup>はかつてアスベストが平賀源内によって「火浣布」として重宝されてきた歴史を紹介しているが、このように有用なアスベストが大量生産・使用・廃棄を経た後に、発がん性が確認され、特別管理廃棄物になった事実も述べている。これについて筆者は、有用な物質もその有害性が判明した時点で、世間の「厄介もの」として処理処分を含む後始末を迫られたという変遷を、幾許かの悲哀

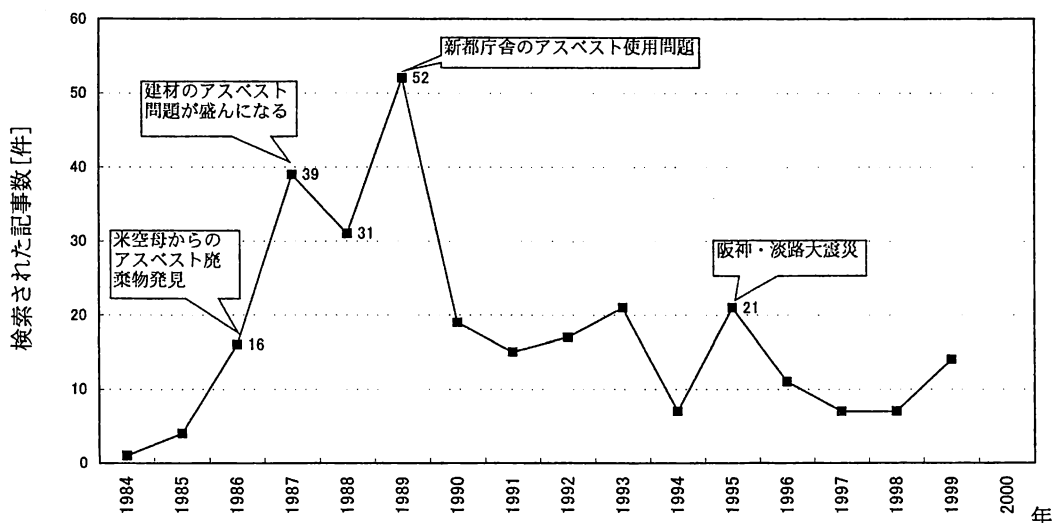


図1.1 1994年から1999年までの朝日新聞におけるアスベスト関連の記事数

注) 朝日新聞社の記事検索システムで「アスベスト」または「石綿」を見出しに持つ記事を検索した結果

も込めて説かれたものと理解している。同様の物質としては、水銀<sup>4)</sup>、PCB<sup>4)</sup>、フロンなどの例が挙げられよう。これらは、優れた特性の持つモノがその役目を終えたときに人間の健康や環境に悪影響を与え始めたことから、モノの使用にあたっては廃棄段階を含めて様々な影響が生じる可能性を事前に予測し、それに対処せねばならないという教訓を残したものと言える。

この考え方について、森口<sup>5)</sup>はさらに軸を増やししながら、都市環境の評価にあてはめて論じている。すなわち、都市における環境負荷の低減を考える上では、時間的な移転、空間的な移転、環境問題間（原文では環境要素間）の移転という3つの付け回しに注意して、漏れのないように総体として評価すべきであると述べている。

第一の時間的な付け回しについては、使用段階で有用なものであっても、廃棄段階に多大な環境負荷を生じたり、処理にあたって多くのコストや労力が要求されたりするケースが挙げられる。アスベストもこれに該当し、本研究で取り上げている除去工事などの環境汚染対策や、熔融処理などの廃棄物対策がこれに含まれる。本来は廃棄段階で必要になるこれらの対策を考慮に入れた上で、モノの使用を決定するべきものであろう。

第二の空間的な付け回しについては、発生する環境影響を特定の地域に付け回しすることによって、多数の了解を取りつけてしまうものである。これには廃棄物処理施設などの迷惑施設が含まれ、人々の利害が絡むために解決の非常に困難な問題でもある。また、資源の消費にあたっては、消費者には見えにくい多くの「隠れたフロー」が採取現場で発生していること<sup>6)</sup>も重要な問題である。

第三の環境問題間の付け回しについては、特定の環境問題を解決するために他の環境問題の発生を招いてしまうことである。従来のように特定の公害・環境問題が極めて明確であり、その解決が最優先であることに社会の合意が十分得られている場合には、このような配慮をする必要は少なかった。しかしながら、近年は環境問題の複雑化・多様化が進んでおり、今後は環境問題間のトレードオフに配慮する必要性が増してくると思われる。例としては、アスベストを含む有害廃棄物の熔融処理を行う場合の、有害性とエネルギー消費との関係が挙げられる。

これらの問題の本質は、特定の環境問題解決のために付け回しをせずに総合的な対策がとる必要があるということであり、これは本研究における考え方の重要な柱にもなっているものである。このような付け回しを許さない手法として、ライフサイクルアセスメント（Life Cycle Assessment; LCA）などの総合的な評価手法が期待されている。さらに、近年はリスク削減対策の必要性を評価するためのコスト対リスクの分析<sup>7)</sup>や、有害化学物質対策の優先順位づけが必要であるとする環境リスク論の研究<sup>8)</sup>も進みつつある。これらはLCAとは異なるものの、対策を実施する上で優先順位を検討すべく、別の形の総合的な評価手法ととらえることもできよう。

以上のような考え方を背景として、本研究では、吹付けアスベストや石綿スレートといったアスベスト製品を対象とした。本研究の目的は、まず、使用段階や廃棄段階におけるアスベストによる環境汚染防止対策の効果を、アスベスト飛散防止の観点から論じることである。次いで、それらの対策の有効性について、リスク対コストや他の環境問題とのバランスを含めて、可能な限り総合的な評価を試みることを目的とする。これらを通じて、今後、化学物質の使用やその対策決定に対して、総合的な評価を試みる際の参考になることが大きな目標である。

## 1-2 本研究の概要

前述のような目的のために、本研究では本章を含む7つの章によって、アスベストによる環境汚染の防止対策と評価手法を論じる。

第2章では、アスベストの基本的特性として、使用状況、健康影響、規制動向などをまとめている。アスベストは耐熱性・耐摩耗性をはじめとする様々な優れた特性を有するため、工業製品として古くから広く利用されてきた。一方、アスベストによる健康影響として、アスベスト肺、肺がん及び中皮

腫などが知られ、リスクアセスメントも実施されるようになった。また、アスベストの環境中濃度については、大気系を中心に報告例が多く、環境庁の一般環境モニタリングなどがある。さらに、国内外におけるアスベストの規制動向及び代替化の動向について述べる。このとき、上述の優れた特性のために処理を困難にしているアスベスト廃棄物の規制については特記する。

第3章では、アスベスト研究の基礎となる測定分析方法について、文献レビューを中心にまとめる。まず、大気中アスベストの測定分析方法について、国内ではJISなどに定められている位相差顕微鏡法や透過型電子顕微鏡法を中心に紹介する。次に、固体中アスベストに対するX線回折法などや、水中アスベストに対する透過型電子顕微鏡法についてまとめる。さらに、大気中アスベストのモニタリングについて、除去対策現場におけるリアルタイムモニタリングの可能性を論じ、繊維状エアロゾルモニターがアスベストの漏れのチェックなどに有用であることを示す。

第4章では、アスベスト建材として、吹付けアスベストと石綿セメント製品（石綿スレート）の2つを取り上げ、京都大学で行った例を中心に解体・改修時などのアスベスト飛散とその対策について述べる。吹付けアスベストと石綿スレートはそれぞれ飛散性の高いもの、容易な飛散はないが多大な蓄積量を有するものとして、ともに環境影響を考える上で極めて重要なものと位置づけることができる。また、阪神・淡路大震災も例にとり、被災地におけるアスベスト飛散と地震発生後の一般環境大気中のアスベスト濃度上昇との関係を把握するために、被災した建築物の解体に伴うアスベスト飛散について実測及び資料調査を行うとともに、拡散モデルを用いて飛散がアスベスト濃度上昇に与えた影響を検討する。

第5章では、除去や解体したアスベスト含有建材が処理処分の過程で環境汚染を引き起こさぬよう、アスベスト廃棄物対策の一つとして熔融処理を試みることにする。まず、アスベスト廃棄物の発生および性状について考察する。次に熔融実験の基礎データとなる熔融温度特性と結晶構造変化を調べる。さらに、ラボプラント規模の小型熔融炉や実証プラント規模の熔融炉によってアスベスト熔融実験を行った結果と、その課題について検討する。最後に、その他の処理方法として、酸処理と固型化についても述べることにする。

第6章では、前章までに述べた環境汚染防止対策（吹付けアスベスト除去対策）や廃棄物対策に対して、「対策コストの大きさを考慮しても有効か」と「汚染防止のための対策実施は、他の環境問題を引き起こさないか（トレードオフを考慮しても有効か）」という視点から検討する。具体的には、(1)吹付けアスベストの除去工事は行うべきか、行うとすればいつすべきか（即時か建物解体時でよいのか）、(2)複数の現場における吹付けアスベスト除去対策について、どのようにして優先順位付けを行えば良いか、(3)対策実施に伴うエネルギー消費など他の環境問題に対する負の影響を考慮しても、アスベスト廃棄物の熔融処理は行うべきか、(4)吹付けアスベストの使用に関して、リスクとベネフィットを比較することができるか否か、という4つの課題を取り上げる。これらの課題に対して、ライフサイクルアセスメント（Life Cycle Assessment; LCA）などの評価手法のレビューや、簡易型暴露評価モデル及び比較リスク評価手法を開発・適用した試みを紹介した上で、リスクマネジメントにおけるコスト対リスクの考え方やLCAの手法を利用しながら、それぞれの対策のあり方などを議論する。

最後に第7章では、本研究の総括を行う。

## 第1章 参考文献

- 1) 1986年10月28日 朝日新聞 (1986)
- 2) 寺園 淳, 酒井伸一, 高月 紘: 阪神・淡路大震災における建築物解体に伴うアスベスト飛散に関する検討, 大気環境学会誌, Vol.34, No.3, pp.192~210 (1999)
- 3) 平岡正勝: 廃棄物と文化, 廃棄物学会誌, Vol.3, No.4, pp.249~250 (1992)
- 4) 高月 紘, 酒井伸一: 有害廃棄物, 中央法規出版 (1993)



- 5) 森口祐一: アーバン・エコロジーからみた都市環境の評価, 環境情報科学, Vol.19, No.2, pp.7~11 (1990)
- 6) Moriguchi,Y.: Recycling and waste management from the viewpoint of material flow accounting, J. Material Cycles and Waste Management, Vol.1, No.1, pp.2~9 (1999)
- 7) 村山武彦: アスベストによる居住環境汚染のリスクアセスメントに関する研究, 環境科学会誌, Vol.4, No.2, pp.79~101 (1991)
- 8) 中西準子: 環境リスク論, 岩波書店 (1995)

## 第2章 アスベストの基本的特性

### 2-1 はじめに

アスベストは耐熱性・耐摩耗性をはじめとする様々な優れた特性を有するため、工業製品として古くから広く利用されてきた。一方、発がん性などの毒性を有することも明らかとなってから、有害化学物質ならびに環境汚染物質として注目を浴び、労働者保護や一般環境保全の観点から産業利用や飛散防止に関する規制が徐々になされてきた。しかしながら、上述の優れた特性はかえって環境中におけるアスベストの長期的な滞留を招き、飛散防止措置やアスベスト廃棄物の処理を困難にさせている。

本章では、アスベストの特性と使用状況を概説し、アスベストが有する毒性やリスクアセスメント事例などを紹介する。また、アスベストの環境中濃度や、国内外の規制動向及び代替化について述べる。

### 2-2 アスベストの特性と使用

#### 2-2-1 アスベストの種類と特性

##### (1) アスベスト定義と種類

アスベストとは、天然に産出する繊維状けい酸塩鉱物であり、蛇紋石または角閃石が地熱及び地下水の作用で繊維化したものである。石綿（せきめん、またはいしわた）とも呼ばれる、鉱物性けい酸塩の総称である。

アスベストの定義と種類に関する具体例を示すと、米国の国立労働安全衛生研究所（National Institute for Occupational Safety and Health; NIOSH）と労働安全衛生局（Occupational Safety and Health Administration; OSHA）の Working Group<sup>1)</sup>において「1.アスベストとは、クリソタイル、クロシドライト、及び繊維状カミングトン閃石－グリュネ閃石（アモサイトを含む）、繊維状トレモライト、繊維状アクチノライト、繊維状アンソフィライトで、2.これらの繊維状形態は顕微鏡レベルでアスペクト比（長さとの幅の比）が 3:1 またはそれ以上の粒子として確認された場合」と定義しているのが有名である。

また、国際労働機関（International Labour Office; ILO）<sup>2)</sup>において 1986 年に採択された「石綿の利用における安全に関する条約」では、「アスベストとは繊維状けい酸塩鉱物のうち、岩石を形成する鉱物である蛇紋石群に属するもの、すなわちクリソタイル（白石綿）、及び同じく角閃石群に属するもの、すなわちアクチノライト、アモサイト（茶石綿、カミングトン閃石－グリュネ閃石）、アンソフィライト、クロシドライト（青石綿）、トレモライト、または以上の 1 種類以上の混合物」と定義されている。

このように、アスベストの種類としては、表 2.1 に示すような 6 種類の分類が広く使用されている。このうち、従来の産業利用に一般的であったのは、蛇紋石系のクリソタイル、角閃石系のクロシドライト、アモサイトである。しかし、1993 年 6 月より日本石綿協会はアモサイトの使用廃止自主規制を行い、これ以前に輸入・製造・使用が中止されていたクロシドライトとあわせて、角閃石系アスベストの使用を廃止することとした。1995 年 4 月には労働安全衛生法施行令の改正によって正式にアモサイトとクロシドライトの製造等が禁止となり、現在の新たな国内使用はクリソタイルのみとされている<sup>3)</sup>。

##### (2) アスベストの化学組成<sup>4)</sup>

アスベストの化学組成の一例を表 2.2 に示す。これらはいずれも有名な鉱山の分析値であり、同一

産地でも若干の差がある。クリソタイルの一般的な化学式は、 $\text{Mg}_6\text{Si}_4\text{O}_{10}(\text{OH})_8$  で表される含水ケイ酸マグネシウムである。

これらの鉱物が、どのように繊維状結晶構造を持つに至ったかは各鉱山によって異なるが、クリソタイルの場合は、超塩基性岩が熱や圧力を受け変成作用により蛇紋岩に変わるとき、岩の内に生じていた割れ目に霜柱状に結晶が成長し、アスベストができたものとされている。

表 2.1 アスベストの種類と鉱物学的分類（文献<sup>4)</sup>より作成）

アスベスト	化学構造式	鉱物名
蛇紋石族 (Serpentine group) クリソタイル (温石綿・白石綿) Chrysotile (white)	$\text{Mg}_6\text{Si}_4\text{O}_{10}(\text{OH})_8$ ( $3\text{MgO} \cdot 2\text{SiO}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ )	クリソタイル Chrysotile
角閃石族 (Amphibole group) クロシドライト (青石綿) Crocidolite アモサイト (茶石綿) Amosite アンソフィライト Anthophyllite asbestos トレモライト Tremolite asbestos アクチノライト Actinolite asbestos	$\text{Na}_2(\text{Fe}^{2+}>\text{Mg})_3(\text{Fe}^{3+})_2\text{Si}_8\text{O}_{22}(\text{OH})_2$  $(\text{Mg}<\text{Fe}^{2+})_7\text{Si}_8\text{O}_{22}(\text{OH})_2$  $(\text{Mg}>\text{Fe}^{2+})_7\text{Si}_8\text{O}_{22}(\text{OH})_2$  $\text{Ca}_2\text{Mg}_5\text{Si}_8\text{O}_{22}(\text{OH})_2$  $\text{Ca}_2(\text{Mg}, \text{Fe}^{2+})_5\text{Si}_8\text{O}_{22}(\text{OH})_2$	リーベック閃石 (曹閃石) Riebeckite カミングトン閃石-グリュネ閃石 Cummingtonite-Grunerite 直閃石 Anthophyllite 透角閃石 Tremolite 陽起石 Actinolite

### (3) アスベストの特性<sup>5)</sup>

アスベストは他の繊維状鉱物に比べて高い抗張力と柔軟性をもつほか、高温に耐え、化学薬品にも強く、断熱性、防音性、電気絶縁性などに優れている。

アスベストの物理的・化学的特性は表 2.3 のとおりである。

#### ① 繊維構造

アスベストは多数の微細繊維の集合体で、最も細いクリソタイルでは、微細繊維を構成する単繊維は太さが約  $0.02 \sim 0.03 \mu\text{m}$  で中空管状をなし、断面は主に円形をなしている。クリソタイルの中空管形状態は高分解能電子顕微鏡を用いて観察され、Yada<sup>7)</sup>によって格子像が図 2.1 のように明らかにされた。

通常の解綿操作で得られる太さは  $1 \sim 2 \mu\text{m}$  で、他の無機・有機繊維に比べると遥かに細い。そのため、表面積は非常に大きく  $20 \sim 30 \text{m}^2/\text{g}$  である。

#### ② 耐熱性

アスベストは、耐熱性に優れている。クリソタイルは、大体  $500^\circ\text{C}$  までは安定で、それ以上になると結晶水を放出したアスベストは脆くなり、その特性を失う。

#### ③ 耐薬品性

アスベストは一般的に耐薬品性に優れている。耐酸性及び耐アルカリ性はアンソフィライトが最も優れている。クリソタイルは他のアスベストに比べて耐酸性が劣る。その他のアスベストは中間程度である。

#### ④ 引張強さ

アスベストの引張強さはピアノ線より強く ( $500 \text{kg}/\text{mm}^2$  以上)、工業的利用価値を高めている。耐摩耗性もよいことから、各種ブレーキライニング材として利用されている。

⑤ 可撓性（たわみ）

可撓性は主として繊維の細さと結晶水の多少により左右され、アスベストの中で最も細く、結晶水の多いのはクリソタイルであり、最も優れた可撓性を有する。

表 2.2 アスベストの化学組成 <sup>4)</sup>

	クリソタイル <sup>(1)</sup>	クロシドライト <sup>(2)</sup>	アモサイト <sup>(3)</sup>	アンソフィライト <sup>(4)</sup>	トレモライト <sup>(5)</sup>	アクチノライト <sup>(6)</sup>
SiO <sub>2</sub>	40.75	52.00	49.70	57.20	55.10	53.80
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	3.37	—	0.40	—	1.14	1.20
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0.44	16.05	0.03	0.13	0.32	1.90
FeO	0.28	17.65	39.70	10.12	2.00	25.30
MnO	0.03	trace	0.22	—	0.10	0.40
MgO	41.28	4.28	6.44	29.21	25.65	4.30
CaO	0.35	1.20	1.04	1.02	11.45	10.20
Na <sub>2</sub> O	0.07	6.21	0.09	—	0.14	0.10
K <sub>2</sub> O	0.04	0.06	0.63	—	0.29	0.40
H <sub>2</sub> O <sup>+</sup>	12.86	2.43	1.83	2.18	3.52	2.60
H <sub>2</sub> O <sup>-</sup>	0.78	0.26	0.09	0.28	0.16	Nil
Total (%)	100.69	100.14	100.17	100.14	99.87	100.20

注：(1) Chrysotile from Cassiar Mine, British Columbia, Canada.

(2) Crocidolite from Pomfret Mine, Cape Province, S. Africa.

(3) Amosite from Penge Mine, Transvaal, S. Africa.

(4) Anthophyllite from Paakkila Mine, Finland

(5) Tremolite from Pakistan.

(6) Actinolite (Prieskaite) from Koegas, Cape Province, S.Africa.

資料：Cape Asbestos Fibres Ltd.

表 2.3 アスベストの物理的・化学的組成

	クリソタイル	クロシドライト	アモサイト	アンソフィライト	トレモライト	アクチノライト
硬度 <sup>4)</sup>	2.5~4.0	4	5.5~6.0	5.5~6.0	5.5	6
比重 <sup>4)</sup>	2.55	3.37	3.43	2.85~3.1	2.9~3.2	3.0~3.2
比熱[Kcal/g°C] <sup>4)</sup>	0.26	0.201	0.193	0.210	0.212	0.217
抗張力[Kg/cm <sup>2</sup> ] <sup>4)</sup>	31,000	35,000	25,000	24,000	<5,000	<5,000
比抵抗[MΩ cm] <sup>4)</sup>	0.003~0.15	0.2~0.5	<500	2.5~7.5	—	—
柔軟性 <sup>4)</sup>	優	優	良	良~不良	良~不良	良~不良
表面電荷 <sup>4)</sup> (ゼータ電位)	+	—	—	—	—	—
耐酸性 <sup>4)</sup>	劣	優	良	優	優	良
耐アルカリ性 <sup>4)</sup>	優	優	優	優	優	優
脱構造水温度[°C]* <sup>4)</sup>	550~700	400~600	600~800	600~850	950~1,040	450~1,080
残渣の融点 <sup>6)</sup>	1,500	1,200	1,400	1,450	1,315	1,400
耐熱性 <sup>4)</sup>	良、450°C位から脆くなる	クリソタイルと同様	クリソタイルよりやや良	アモサイトと同様	クリソタイルより良	不良

\* 空气中

資料：Asbestos (ed. By L. Michaels and S. S. Chissick)

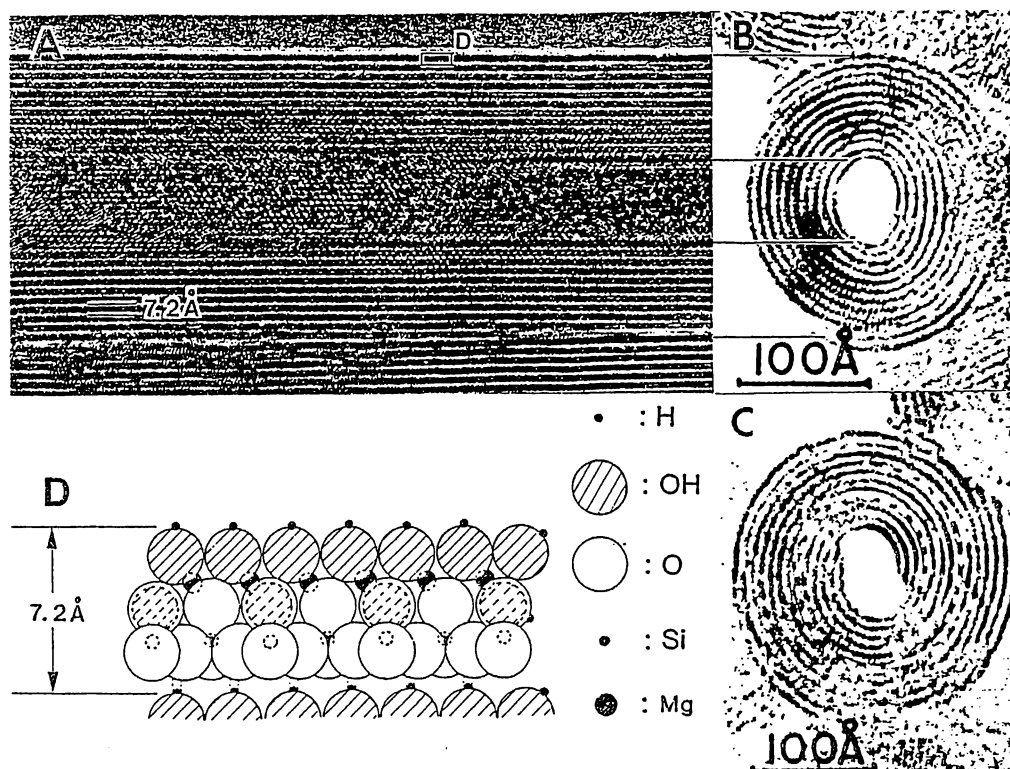


図 2.1 クリソタイルの高分解能電子顕微鏡写真と結晶構造模式図<sup>7)</sup>

## 2-2-2 アスベストの産出と使用

アスベストの世界総産出量と日本の輸入量の推移<sup>8)</sup>を図 2.2 に示す。これによると、世界総産出量は年間 550 万 t を越えた 1978 年以降減少し、1990 年代後半はおよそ 200 万 t 程度（1998 年は 184 万 t）となっている。輸入量は国内消費量のほとんどを占めるものであるが、1970 年代から 1980 年代にかけて年間 20 万 t 台から 30 万 t 以上で推移していた。これが 1990 年代後半になって 20 万 t 程度まで減少し、1998 年には 12 万 t となった。

また、世界の産出量の約 95% はクリソタイルであり、現在産業利用されているアスベストの大部分を占めている<sup>4)</sup>とされていた。ただし、2-5-1(4)で述べるような近年の国際的な角閃石アスベスト使用禁止の動きを見ると、現在世界で新たに利用されるアスベストは、ほぼ全てがクリソタイルであると考えられるであろう。

アスベストは優れた特性を利用し、工業製品として広く使用されてきた。1995 年度の使用状況を見ると、図 2.3 に示すようにスレートなどの建材が 93% と大半を占めている。また、自動車摩擦材の 2.9% を含め約 4% が自動車に使用されている<sup>9)</sup>。アスベストは断熱性や防音性などに優れた低廉な原材料であるため、その使用によって建築基準法などで求められている耐火、防音性能や機械的強度の高い建材が得られるとされている。

なお、かつて、アスベストは耐火、断熱、吸音等の目的で、鉄骨やコンクリート壁等に吹付けて使用されてきた。この吹付け工法（吹付けアスベスト）は 1932 年にイギリスで開発され普及したが、アスベストの発がん性が問題になり、米国では EPA によって 1973 年に禁止された。国内におけるアスベストの吹付けは、1957 年より開始され、1964 年には一般に使用されるようになった<sup>5)</sup>。さらに、1967 年頃より鉄骨造建築物の軽量耐火被覆材として大量に使用されたが、1975 年に特定化学物質等



障害予防規則の改定があり、労働者保護の立場から吹付け工事は原則禁止されている。

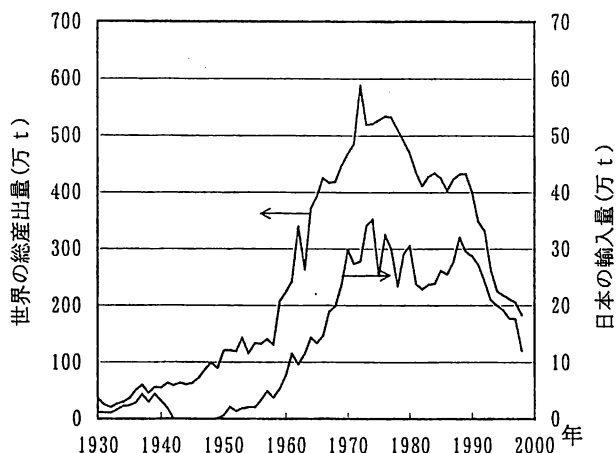


図 2.2 アスベストの世界総産出量と日本の輸入量<sup>8)</sup>

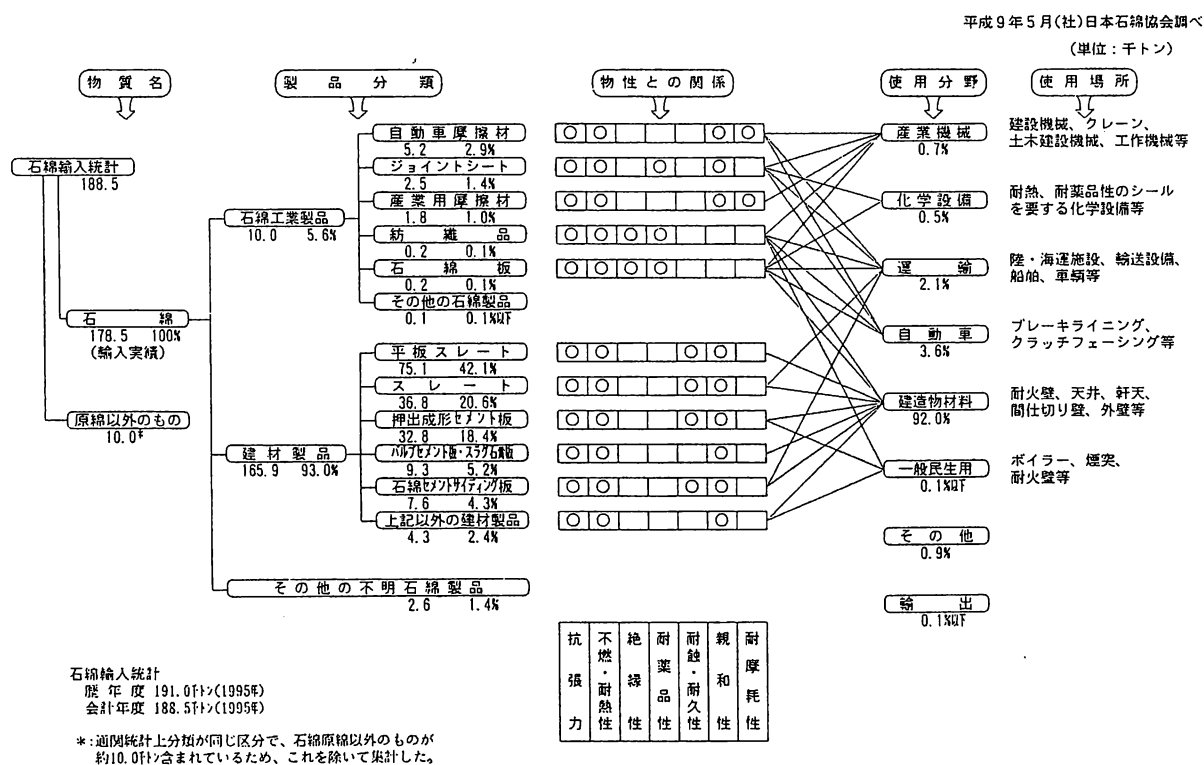


図 2.3 日本におけるアスベスト製品の使用状況 (1995 年度)<sup>9)</sup>

表 2.4 建築物の吹付けに消費された吹付けアスベスト量<sup>5)</sup>

年	耐火被覆材用(t)	吸音・断熱用(t)	合計(t)
46	11,423	7,773	19,196
47	13,406	7,583	20,989
48	10,426	6,705	17,131
49	4,450	5,167	9,617

資料：日本石綿協会調べ

## 2-3 アスベストによる健康影響<sup>4, 10)</sup>

### 2-3-1 アスベスト及び代替繊維の毒性

現在、アスベスト暴露との関連が確認されている疾患には、アスベスト肺、肺がん、悪性中皮腫に加え、良性胸膜疾患として、胸膜炎、びまん性胸膜肥厚、円形無気肺（または無気肺性偽腫瘍）及び胸膜プラークがある。これらは空気中に浮遊するアスベストを吸入することにより発生する。暴露から発症に至る潜伏期間は長く、アスベスト肺で 10 年以上、肺がんで 15～40 年、悪性中皮腫で 20～50 年とされている。

なお、アスベストに発がん性があることは、海外の研究機関などによって広く認められている。WHO の附属機関である国際がん研究機関（International Agency for Research on Cancer; IARC）では、表 2.1 に示した 6 種類のアスベスト全てについて、グループ 1（ヒトに対して発がん性あり）として認めている。また、同様な発がん物質分類としては、アスベストについて、日本産業衛生学会は第一群、米国 EPA はグループ 1、米国政府産業衛生専門家会議（American Conference of Governmental Industrial Hygiene; ACGIH）では A1 とするなど、いずれも人間に対して発がん性のある物質に分類している。

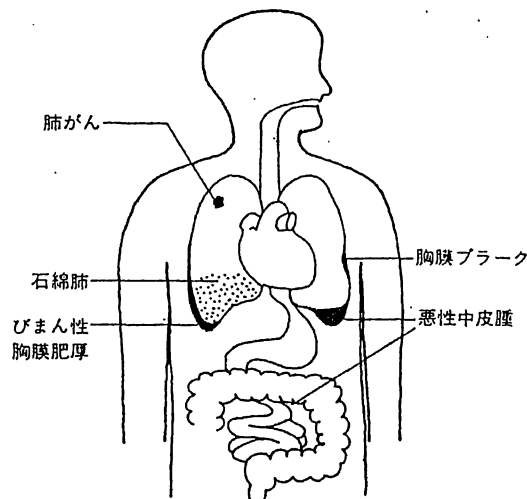


図 2.4 アスベストによる健康影響<sup>10)</sup>

#### (1) アスベスト肺（石綿肺）

アスベストの健康影響として最も早くから注目されており、職業上アスベスト粉じんを通例 10 年以上吸入した労働者に起こるじん肺の一種である。吸入されたアスベストが細気管支や肺胞に刺激を与え、炎症を起し、次第に終末肺気管支周辺や肺胞の線維化をきたし、肺機能障害を起こす。これはアスベストの暴露が中止した後も進行することが知られている。最終的には肺線維症の進展の結果、呼吸不全で死亡する場合がある。

#### (2) 肺がん

1935 年に Lynch と Smith<sup>11)</sup>により、アスベスト肺に合併する肺がんの症例が報告され、その後多くのアスベスト肺合併肺がんが報告されたが、1955 年 Doll<sup>12)</sup>がイギリスのアスベスト紡織工場労働者を対象にした疫学調査で、この工場で 20 年以上働く労働者の肺がん死亡率が、一般住民に比べて 13.7 倍も高いことを報告し、アスベストと肺がんとの因果関係を疫学的に明らかにした。

アスベスト暴露から肺がん発症には通例 15～40 年の潜伏期間がある。また、暴露量が多い集団ほど肺がんの発生が多いという量－反応関係があることが確認されている。

また、アスベスト暴露と喫煙との関係について、Hammond ら<sup>13)</sup>は表 2.5 のようにアスベスト暴露と喫煙との間に相乗作用があることを報告している。これに対して、McDonald ら<sup>14)</sup>は表 2.6 を示しながら、ケベックのクリソタイル鉱山と加工業者への調査から、アスベスト暴露と喫煙との関係は相加的と相乗的の間であるとした。

表 2.5 喫煙とアスベスト暴露が肺がん死亡率  
(対人口 10 万人年)に及ぼす影響<sup>13)</sup>

	アスベスト暴露	
	なし	あり
非喫煙者	11.3 (－)	58.4 (5.2)
喫煙者	122.6 (10.8)	601.6 (53.2)

注：( ) 内は「アスベスト暴露なし・非喫煙者」に対する相対危険度

表 2.6 喫煙とアスベスト暴露が肺がん死亡率に及ぼす影響<sup>14)</sup>

	アスベスト暴露		
	少程度	中程度	高度
非喫煙者	1.0	2.0	6.9
中程度喫煙者	6.3	7.5	12.8
高度喫煙者	11.8	13.3	25.0

注：数値は「アスベスト暴露少程度・非喫煙者」に対する相対危険度

### (3) 悪性中皮腫

胸膜、心膜、腹膜などのしょう膜腔を覆う中皮表面及びその下層の組織から発生する極めて予後不良な悪性腫瘍（がん）である。アスベスト暴露から 20～50 年の潜伏期間を経たのち発症する。

悪性中皮腫の発生は、アスベストの種類によって差があることが知られており、クロシドライトが最も危険性が高く、アモサイトがこれに次ぎ、クリソタイルは前二者より低いとされている。

### (4) 良性胸膜疾患

アスベストによる胸膜炎は比較的近年になってからその存在が認められた。他のアスベスト関連疾患とは異なり、アスベスト暴露開始から数年以内にも発生する。全く自覚症状がないまま経過し、後に胸膜が癒着し、びまん性胸膜肥厚として健康診断時などの胸部 X 線検査で気づかれることが多い。中には胸膜肥厚部分に隣接した末梢肺が部分的に虚脱を起こし、胸部 X 線写真上、円形の腫瘤様陰影を呈することがあり、これを円形無気肺または無気肺性偽腫瘍と呼んでいる。これらの 3 つの胸膜疾患は職業上アスベスト暴露を受けた場合に生じる疾患である。

胸膜プラークは、通常アスベスト暴露より 20 年以上経過したのち胸部 X 線検査で初めてみつかることが多い。それ自体は肺の機能障害をもたらすことはないが、職業暴露よりも低い濃度の暴露によっても生じることが知られ、過去におけるアスベスト吸入の指標としての意義が大きい。

### (5) 経口摂取暴露による影響<sup>15)</sup>

経口摂取によるアスベストの吸収及び発がん性についての疑いがもたれたのは、主に米国においてである。これはアスベストの暴露を受けた人に腹腔内の中皮腫や消化管の腫瘍発生が認められ、吸入による暴露のみでなく、食品や飲料水から経口的に摂取したためであるとの議論が生じたものである。疫学的な調査は、カナダ、米国を中心に実施され、臓器特異性はみられないが発がん性の上昇を示した報告が散見された。しかし、現在までにアスベストの経口暴露が、がん発生及びがん死亡率を高めるとの明らかな証拠は得られていないとされている。

#### (6) アスベストのサイズ・形状が与える影響

ラットなどへの胸腔内や腹腔内注入実験は Wagner<sup>16)</sup>以降数多く報告されており、中皮腫の発生は全てのアスベストにおいて見られる。そして、それらの一連の成績は、アスベストの発がん性が化学的特性よりもその繊維状形態（長さや直径及びその比）に関係するという仮説を一層支持するものとなっている。Stanton ら<sup>17)</sup>及び Pott<sup>18)</sup>は「長い、細い、肺に残存する繊維はアスベストに限らず発がん性を示す」という繊維状形態と耐久性を重視する有名な仮説を発表し、これまで多くの支持を集めてきた。とりわけ肺がんに対しては、アスベスト種による人体影響の差は明確でなく<sup>19)</sup>、繊維状形態による影響が考えられている。図 2.5 には Pott がいくつかの試験結果に基づき、繊維の発がん性を繊維の長さ及び直径の関数として表したモデルを示す。このモデルによれば、例えば、長さ  $2\mu\text{m}$  の繊維 100 本は長さ  $5\mu\text{m}$  の繊維 4 本、または長さ  $20\mu\text{m}$  の繊維 1 本と同じ発がん性を有すると予測されている。

ただし、最近では、化学形態や結晶構造も無視できないことを示す動物実験結果<sup>20)</sup>も見られている。また、耐久性についても、動物実験期間（2～3 年）での耐久性は人体での潜伏期間を模擬しないという疑問や、発がんに必要なのは耐久性でなく DNA 傷害であるという「ヒット・エンド・ラン」の考え方も指摘されている<sup>21)</sup>。

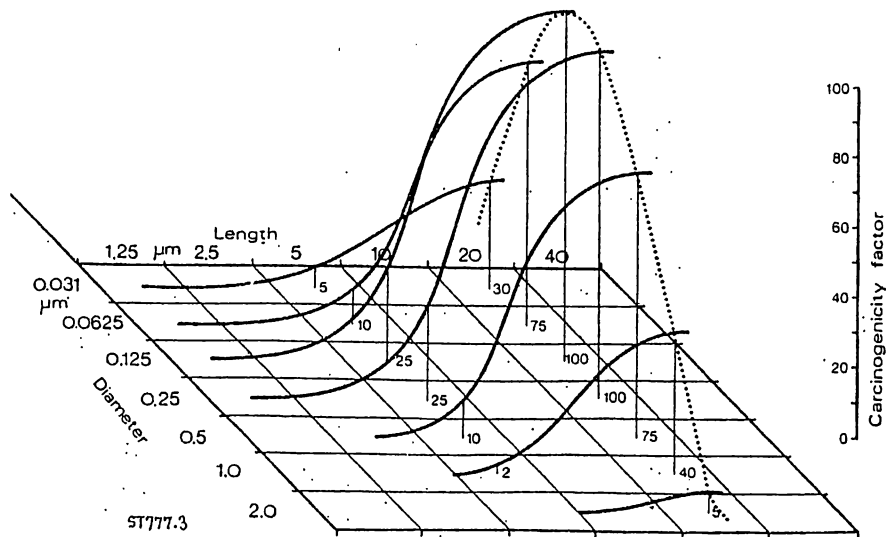


図 2.5 繊維のサイズ別にみた発がん力に関する Pott の仮説<sup>18)</sup>

#### (7) アスベスト代替繊維の毒性<sup>22)</sup>

金属を除く鉱物および繊維状物質で IARC で 2A 以上に評価されたのは、アスベスト(1)、エリオナイト(1)とシリカ鉱物(2A)の 3 種のみで、その他は 2B 以下かまだ公表されたデータがない。特に、ほとんどが吸入性サイズである人造結晶質繊維（ウイスキー、セラミック繊維）についてはまだ評価が

されていない。

人造非結晶質繊維（ロックウール、グラスウール、ガラス繊維、セラミックファイバーなどの Man-Made Mineral Fibers; MMMF）については、2B ないし 3 と評価されている。欧米で行われた MMMF の大規模疫学調査では、今のところ発がん性を明確に示す結果は出ていない。既に長い使用の歴史があるのでこの発がん性評価はかなり信頼性の高いものと言えよう。一般の MMMF の大部分は、吸入性でない太い繊維である。

表 2.7 IARC によるアスベスト及び代替繊維の発がん分類

グループ	評価の内容	繊維状物質
1	Carcinogenic to humans 人間に対して発がん性がある (人間に対する発がん性の十分な証拠がある)	アスベスト エリオナイト
2 A	Probably carcinogenic to humans おそらく人間に対して発がん性がある (人間に対する発がん性の限定的な証拠と、動物実験での発がん性の十分な証拠がある)	シリカ鉱物
2 B	Possibly carcinogenic to humans 人間に対して発がん性がありうる (人間に対する発がん性の限定的な証拠があり、動物実験での発がん性の十分な証拠がない)	グラスウール ロックウール スラグウール セラミックファイバー
3	Not classifiable as to its carcinogenicity to humans 人間に対して発がん性に関して分類できない	ワラストナイト セピオライト アタパルジャイト ガラス長繊維
4	Probably not carcinogenic to humans おそらく人間に対して発がん性がない (人間に対する発がん性がないことを示唆する証拠と、動物実験での発がん性がないことを示唆する証拠がある)	なし

## 2-3-2 アスベストのリスクアセスメント

### (1) リスクアセスメントの概要

一般に、リスクアセスメントについて、米国研究協議会（National Research Council; NRC）<sup>23)</sup>が示した以下の手順が広く用いられている。

- 1) 有害性の確認（Hazard Identification）
- 2) 量－反応評価（Dose-Response Assessment）
- 3) 暴露（量・人口）評価（Exposure Assessment）
- 4) リスクの判定（Risk Characterization）

1)の有害性については、前述のように肺がん、中皮腫、胸膜プラーク、アスベスト肺などの他に消化器系のがんも疑われている。このうち、一般環境大気中のアスベストによる健康影響を検討する場合、致命度や報告例などから、考慮すべき疾患は肺がんと中皮腫であるとされている。通常、一生涯（例えば 75 歳）の間にアスベスト暴露による影響で死亡する確率を、人口 10 万人について定量的に表現する。

2)の量－反応関係については本節の(2)(3)で、3)の暴露評価及び4)のリスクの判定については(4)や第 6 章で詳しく述べる。ここでは一例として、上述のモデルを用いた NRC<sup>24)</sup>による肺がん・中皮腫のリ



スク算出の結果を表2.8に示す。これによると、例えば0.0004f/cm<sup>3</sup>のアスベスト暴露を73年間受けた場合の肺がんの生涯リスクは男子喫煙者で64×10<sup>6</sup>、すなわち過剰死亡推定数は人口100万人に対して64人であることがわかる。

しかし、このような方法が成り立つ条件として、暴露と影響に関するreasonableな数式モデルが存在すること、疫学データ及び最近の一般環境大気中の環境データが信頼性のあるものであること、肺がんや中皮腫の発生するメカニズムに及ぼす諸要因が職業暴露の場合も一般環境の場合も全く同一であること、という仮定があり、その不確実性のために、得られた推計値をそのまま容認するには多くの問題点がある。しかし他に有効な方法が見つからない限り、その数値を棄却するのではなく、現状では疫学データの更なる収集を重ねるなど、不確実性克服のために努力がなされるべきであろう。

表2.8 米国NRCによる肺がん・中皮腫の生涯リスク<sup>24)</sup>

疾患	暴露集団	生涯リスク×10 <sup>6</sup>	
		0.0004f/cm <sup>3</sup> 暴露	0.002f/cm <sup>3</sup> 暴露
肺がん	喫煙者（男子）	64 (0~290)	320 (0~1500)
肺がん	喫煙者（女子）	23 (0~110)	120 (0~530)
肺がん	非喫煙者（男子）	6 (0~22)	29 (0~130)
肺がん	非喫煙者（女子）	3 (0~13)	15 (0~66)
中皮腫	全て	9 (0~350)	46 (0~1700)

注) 出生から73年間の暴露と仮定

## (2) 肺がん・中皮腫に関するモデル

肺がんに対しては、アスベスト種による人体影響の差は明確でない<sup>6)</sup>とされ、繊維状形態による影響が考えられている。一方、中皮腫については、角閃石（特にクロシドライト）の方がクリソタイルよりも毒性が強いとする説<sup>25)</sup>も指摘されている。

一般環境のような低濃度のアスベスト暴露におけるリスクを評価するためのモデルの開発も、高濃度暴露の影響を外挿することによって試みられている。肺がんの場合は線形の相対リスクモデルがよく知られており、暴露濃度と暴露時間の積、すなわち累積暴露量が肺がん発生率の上昇に比例するとする次式

$$I_A = I_U \cdot (1 + K_L \cdot f \cdot d)$$

I<sub>A</sub>: 肺がん発生率

I<sub>U</sub>: 平均の肺がん発生率

(コホートの年令 a と暦年 y にも依存するため、それぞれ I<sub>A</sub> (a,y,d,f), I<sub>U</sub> (a,y)とも記述される)

K<sub>L</sub>: 定数

f: 暴露濃度 [f/mL]

d<sub>t-10</sub>: 暴露期間（暴露開始時点から t-10 の時点までの間に暴露された年数）[yr]

で表される。これを書き直して、

$$SMR = 100 + 100K_L \cdot f \cdot d_{t-10}$$

SMR: 標準化死亡比 (Standardised Morbidity Ratio)

あるいは

$$RR = 1 + K_L \cdot f \cdot d$$

RR: 相対危険度 (Relative Ratio)

なる式が使用されることも多い。K<sub>L</sub>の数値としては様々な研究者や機関によって検討がなされてきたが、EPA<sup>26)</sup>やOSHA<sup>27)</sup>などは0.01 (週40時間の労働暴露に対する数値) が最も妥当であるとしてこの数値を用いている。これはすなわち、1f-yr/mLの暴露で肺がん発生率が1%上昇することを意味し、

本研究でもこの数値を用いる。

一方、中皮腫の場合は肺がんにおける SMR や RR とは異なり、死亡率そのもので表現される絶対リスクモデルが使用される。これは、中皮腫がまれな疾患であるために、対象集団において期待される死亡数がゼロに近いからである<sup>27)</sup>。中皮腫のリスクは、暴露量に対しては直線的に、暴露期間と初回暴露からの経過年数に対しては指数関数的に増大する、次の時間依存モデルが一般に認知されている。

$$I=K_M \cdot f \cdot t^k$$

I: 中皮腫発生率

$K_M$ : 定数

f: 暴露濃度 [f/mL]

t: 暴露開始からの期間 [yr]

k: 定数

この式はさらに詳しく、暴露開始からの期間や暴露期間によって以下のように場合分けをして表示されることが多い。EPA や OSHA によれば、暴露開始から疾病の発生が見られない期間を 10 年間、 $k=3$  として

$$t > 10 + d \text{ のとき } I = K_M \cdot f \cdot \{(t-10)^3 - (t-10-d)^3\}$$

$$10 + d > t > 10 \text{ のとき } I = K_M \cdot f \cdot (t-10)^3$$

$$10 > t \text{ のとき } I = 0$$

d: 暴露期間 [yr]

なる式が示されている。また、EPA<sup>26)</sup>、OSHA<sup>27)</sup>ともに  $K_M$  の数値としては  $1.0 \times 10^{-8}$  (週 40 時間の労働暴露に対する数値) が最も妥当であるとしてこの数値を使用している。

### (3) ユニットリスクの算定

前述のモデルを使用して、アスベスト濃度 1f/L あたりのユニットリスクを算定する。

まず、肺がんについて、暴露期間を 75 年間とし、日本の 1995 年生命表<sup>28)</sup>による年齢別生存数と同年の人口動態統計<sup>29)</sup>による肺がん発生率から、次式によってアスベストによる生涯過剰死亡リスクを計算する。

$$P = \sum_i (A_i \times B_i)$$

P: 生涯過剰死亡リスク

$A_i$ : 年令  $i$  の 10 万人あたり生存数

$B_i$ : 年令  $i$  の 10 万人あたり肺がん過剰死亡数

その結果、週 168 時間の一般環境暴露に対する 1f/L あたりの生涯過剰死亡リスクは  $4.8 \times 10^{-5}$  (男性  $7.5 \times 10^{-5}$ 、女性  $2.1 \times 10^{-5}$ ) と計算された。

次に、中皮腫について、 $t=75$ 、 $f=0.001$ 、 $d=75$  として、肺がんの場合と同様に 1f/L あたりの中皮腫による生涯過剰死亡リスクを計算する。その結果、週 168 時間の一般環境暴露に対する中皮腫の生涯過剰死亡リスクは  $1.7 \times 10^{-4}$  (男性  $1.6 \times 10^{-4}$ 、女性  $1.8 \times 10^{-4}$ ) であった。

以上のように求めたアスベスト濃度 1f/L あたりのユニットリスク (生涯過剰死亡リスク) を表 2.9 に整理して示す。本研究におけるユニットリスク  $2.2 \times 10^{-4}$  は、WHO<sup>30)</sup>による数値よりやや高いものの、米国 EPA<sup>26,31)</sup>の数値とはほぼ一致している。

また、リスク研究の分野では近年、過剰死亡でなく、損失余命でリスクを算定する試みも見られる<sup>32)</sup>。1995 年の生命表<sup>28)</sup>に示されている年齢別の平均余命を用いて、生涯過剰死亡リスクと同様に 1f/L あたりの平均損失余命を求めると、肺がんでは  $7.6 \times 10^{-3}$  年 (男性  $1.1 \times 10^{-3}$  年、女性  $4.1 \times 10^{-4}$  年)、中皮腫で  $3.7 \times 10^{-3}$  年 (男性  $3.2 \times 10^{-3}$  年、女性  $4.3 \times 10^{-3}$  年)、合計  $4.5 \times 10^{-3}$  年となる。

さらに、一人一日の呼吸量を  $15m^3$  とすると、これをアスベスト暴露量 1f あたりのユニットリスク

にも換算できる。年齢別生存数を考慮した 75 歳までの生涯呼吸量は  $3.9 \times 10^5 \text{ m}^3$  であるから、濃度 1f/L の生涯暴露はアスベスト総暴露量  $3.9 \times 10^8 \text{ f}$  に相当する。すなわち、表 2.9 の生涯過剰死亡リスクと損失余命はアスベスト暴露量 1f あたりでそれぞれ  $5.6 \times 10^{-13}$ 、 $1.2 \times 10^{-11}$  年となる。

表 2.9 アスベスト濃度 1f/L あたりのユニットリスク  
(一般環境における暴露による生涯過剰死亡リスク)

	米国 EPA <sup>31),*1</sup> (1f/L あたり)	米国 EPA <sup>26),*2</sup> (1f/L あたり)	WHO 欧州地域事務局 <sup>30)</sup> (1f/L あたり)	本研究 (1f/L あたり)	本研究 損失余命 (1f/L あたり)
肺がん	—	喫煙者 $2.0 \times 10^{-4}$ 非喫煙者 $2.0 \times 10^{-5}$	$2.0 \times 10^{-6} \sim 2.0 \times 10^{-5}$ (喫煙者が 30%と仮定)	$4.8 \times 10^{-5}$	$7.6 \times 10^{-4}$ 年
中皮腫	—	喫煙者 $2.2 \times 10^{-4}$ 非喫煙者 $2.5 \times 10^{-4}$	$2.0 \times 10^{-5} \sim 2.0 \times 10^{-4}$	$1.7 \times 10^{-4}$	$3.7 \times 10^{-3}$ 年
合計	$2.3 \times 10^{-4}$	喫煙者 $4.2 \times 10^{-4}$ 非喫煙者 $2.7 \times 10^{-4}$	$2.2 \times 10^{-5} \sim 2.2 \times 10^{-4}$	$2.2 \times 10^{-4}$	$4.5 \times 10^{-3}$ 年

\*1 米国全体の発がん発生率を用いており、喫煙習慣や性別は考慮していない<sup>31)</sup>

\*2 米国 EPA が男女別に示した数値の平均値を用いた

#### (4) アスベストによる健康リスク削減対策（吹付けアスベスト除去対策）の評価事例

アスベストによる健康リスクの評価事例として、これまでに吹付けアスベスト除去対策に関する議論が展開されてきた。除去工事の必要性については、吹付けアスベストからのアスベスト飛散によっても健康リスクが小さいことや、除去工事に高いコストがかかることが Mossman ら<sup>33)</sup>や Peto<sup>34)</sup>によって指摘され、否定的な見解が示された。Mossman らはアスベストによる児童の被害は他のリスクに比べて低いこと、不完全な除去工事によって工事後も教室を汚染する可能性があること、除去作業者のリスクを上昇させる恐れがあること、アスベストの種類はクリソタイルが多く、角閃石の場合に比べてリスクが小さいことなどを述べている。

まず、アスベスト飛散による健康リスクが小さいことについては、Mossman らのほかに村山<sup>35)</sup>や Dewees<sup>36)</sup>によっても試算されている。結果は表 2.10 に示すように、学校の吹付けアスベストによる健康リスクは歩行者に対する自動車事故のほぼ 3 桁低いオーダーであることが示されている。

しかしながら、除去工事にかかるコストも加味した場合の評価は研究者間で異なる。Mossman ら<sup>33)</sup>は除去工事が高額であることのみを述べているのに対して、リスクとコストの比較、すなわち「一人を救うためにかかるコスト (Cost Per Life Saved; CPLS)」によって、除去工事の評価を試みている事例がいくつか見られる。村山<sup>35)</sup>は、学校の吹付けアスベスト除去工事によるコストあたりのリスク(年間死亡率)削減効果が、歩行者の自動車交通安全対策のそれと同レベルであるとの試算結果(CPLS に換算すれば、5.9 億円)を得て、対策の有効性を論じている。また、Kishimoto<sup>37)</sup>は大学講義室の除去工事について、CPLS が 3.9 億円であると試算した。これによって、環境対策以外の対策と比べれば高価であることを認めつつ、少数の個人が大きなリスクを負うことを考慮すれば正当化されるとしている。

なお、効果の指標を「救命」から「獲得余命」にすべきとの観点から、Tengs ら<sup>32)</sup>は CPLS のみならず「一年寿命を延長するためにかかるコスト (Cost Per Life-Year Saved; CPLYS)」を求めている。残念ながら、Tengs らや彼らが引用した Van Houtven ら<sup>38)</sup>の文献では、吹付けアスベストの除去に関する評価はなされていない。

表 2.10 10 万人あたり年間死亡リスクの比較

比較対象 \ 報告者	Mossman ら <sup>33)</sup>	村山 <sup>35)</sup>	Deweese <sup>36)</sup>
自動車事故	—	—	1910
自動車事故 (歩行者)	320 <sup>a</sup>	310	—
アスベスト汚染 (屋内)	0.05～0.93 <sup>b</sup>	0.52 <sup>c</sup>	2.2 <sup>d</sup>
アスベスト汚染 (一般環境)	—	34	—

a 5～14 歳の歩行者

b 学校において 0.24f/L に 10～14 歳の児童が 5 年間暴露と仮定

c 学校において 2f/L に 10～14 歳の児童が 1 年間暴露と仮定

d 一般の建物において 1f/L に 10 年間暴露と仮定

## 2-4 アスベストの環境中濃度

アスベストの大気中への排出形態としては、アスベスト製品の製造過程、使用過程、廃棄過程が考えられるが、アスベスト含有建材としてはこのうち製造過程と廃棄過程の寄与が大きいと思われる。すなわち、加工や建物の解体などに伴う建材の摩耗や破壊などによって、内部に含まれるアスベストが大気中へ飛散しうる。一度大気中に飛散したアスベストは通常の環境条件下ではほとんど変質・分解せず地表に沈降しても容易に再飛散する<sup>5)</sup>。このようなアスベストの安定性および環境蓄積性のために、環境中のアスベスト濃度はアスベスト消費量の増大につれて次第に上昇し、非職業暴露の危険性が議論されるところとなってきた。

我が国の環境中のアスベスト濃度は主に大気系についての研究が行われ、水系など他の環境についての報告例はほとんど存在しない。電子顕微鏡を用いた測定も、大気中アスベストの地域特性を論ずるものがほとんどである。これに対し、北米やヨーロッパでは水系に存在するアスベストについても詳しい調査が進み、その挙動に対して様々な考察がなされている。これは、自国に存在するアスベスト鉱山からの流出水が水道水に影響を与えるといった問題から、必然的に生じたものと考えることができよう。その点、我が国にはアスベスト鉱山は少ないが、国内外における大気系・水系・土壌系などのアスベスト濃度の現状を把握し、アスベスト製品やアスベスト製品関連産業に関わる対策を検討することは意義があると考えられる。

本節では、文献を中心としたレビューによって、アスベストの環境中濃度について情報収集を行い、発生源対策および廃棄物対策を講ずる上で必要な情報を整理する。大気系のアスベストについては国内でも蓄積が多いが、それ以外の系については少ないために海外の文献からの引用が中心となる。

### 2-4-1 大気系のアスベスト

我が国においては、東京都内交差点の大気1.5Lあたり13fのアスベストが電子顕微鏡で検出されたという報告が、1971年に溝口<sup>39)</sup>によってなされた。これは、世界に先駆けてのアスベストの一般環境汚染の証拠となった<sup>40)</sup>。

その後、環境庁<sup>5)</sup>は1982年度から3年間にわたって、位相差顕微鏡 (Phase Contrast Microscope; PCM) 法及び透過型電子顕微鏡 (Transmission Electron Microscope; TEM) 法を用いた一般大気中のアスベスト繊維数濃度を調査している。その報告では、まずサンプリング地点を住宅地域、工業地域、高速道路沿線、廃棄物処理場など立地特性別に14ヶ所に分け、それぞれの地点における測定値が示され

ている（TEM法は1983、1984年度のみ）。そのうち、TEM法による測定値をみると、図2.6に示すように最も高い値を示した蛇紋石砕石場を除き、定量下限値の4f/L以下から370f/Lまでの範囲にわたって地域ごとに差異が認められている。全測定値（約100個）の幾何平均濃度は41f/Lであった。立地特性別に見ると、自動車通行量の多い幹線道路で最大367f/L、平均約100f/L程度の著しく高い値を示し、逆に高速道路沿線では平均以下（測定下限値付近）の低い値であった。幹線道路沿線のほかに住宅地域、建設中のスレート葺工場付近で測定した内陸工業地域、自動車修理工場周辺等においても比較的高い値が示されている。

さらに環境庁<sup>5,41,42,43,44,45)</sup>は1985年度から隔年で、水銀や（1989年度以降は）揮発性有機化合物とともに未規制大気汚染物質モニタリング調査として、PCM法を用いた全国規模のアスベストモニタリングを継続している。表2.11に示す結果からは、アスベスト濃度はアスベスト製品製造事業所散在地域及び廃棄物処分場等周辺で1～2f/L、その他の地域は1f/L以下であった。

以下では主要な発生源周辺濃度について、上記以外の測定事例を個別に示す。

表2.11 環境庁によるアスベストモニタリング結果の概要

地域	地域区分	1985年度 <sup>5,41)</sup> (昭和60年度)				1987年度 <sup>41)</sup> (昭和62年度)			
		地点数 (検体数)	最小値～ 最大値	幾何平均	幾何標準 偏差	地点数 (検体数)	最小値～ 最大値	幾何平均	幾何標準 偏差
バツカグランドⅠ	①内陸山間地域	4(48)	0～14.18	0.78	3.72	2(24)	0.08～0.99	0.47	1.89
	②離島地域	2(18)	0～1.38	0.09	4.38	2(24)	0.11～0.67	0.31	1.58
バツカグランドⅡ	③住宅地域	9(110)	0.26～6.22	1.16	1.90	4(49)	0.15～1.69	0.78	1.77
	④商工業地域	7(84)	0.3～6.12	1.15	1.92	4(48)	0.26～2.69	1.10	1.71
	⑤農業地域	3(36)	0～1.67	0.52	2.75	2(24)	0.03～1.64	0.46	2.37
発生源 周辺Ⅰ	⑥石綿製品等製造工場散在地域	6(72)	0～6.25	0.83	3.37	2(24)	0.78～5.51	1.91	1.76
	⑦廃棄物処分場等周辺	6(73)	0～5.83	0.78	4.07	2(24)	0.32～4.34	1.00	1.90
	⑧石綿製品等製造工場周辺	3(71)	0.6～44.23	5.35	2.49	5(95)	0.08～23.90	2.89	3.03
	⑨蛇紋岩地域	3(36)	0.49～34.37	2.53	3.66	3(36)	0.23～1.84	2.16	4.17
発生源 周辺Ⅱ	⑩高速道路沿線	3(36)	0.39～2.10	1.11	1.45	4(48)	0.08～3.03	0.67	2.93
	⑪幹線道路沿線	12(140)	0～10.00	1.00	3.39	6(74)	0.10～14.18	0.96	2.97

地域	地域区分	1989年度 <sup>42)</sup> (平成元年度)			1991年度 <sup>43)</sup> (平成3年度)			1993年度 <sup>44)</sup> (平成5年度)			1995年度 <sup>45)</sup> (平成7年度)		
		地点数 (検体数)	最小値～ 最大値	幾何平均	地点数 (検体数)	最小値～ 最大値	幾何平均	地点数 (検体数)	最小値～ 最大値	幾何平均	地点数 (検体数)	最小値～ 最大値	幾何平均
バツカグランドⅠ	①												
	②	6(36)	0.10～0.86	0.37	6(36)	0.05～0.68	0.21	11(66)	ND*3 ～1.51	0.26	11(66)	0.04～2.58	0.29
バツカグランドⅡ	③												
	④	18(114)	0.06～2.13	0.47	14(92)	0.05～2.91	0.49	18(108)	ND～8.43	0.62	14(84)	0.09 ～13.47	0.88
	⑤												
発生源 周辺Ⅰ	⑥												
	⑦	8(48)	0.07～1.35	0.34	11(66)	0.06～1.70	0.46	14(84)	ND～3.68	0.33	12(72)	0.13～1.96	0.42
発生源 周辺Ⅱ	⑧												
	⑨	15(88)	0.23～35.4	2.07	14(83)	0.17 ～29.00	1.32	8(48)	ND～1.57	0.15	6(36)	0.04～0.99	0.19
発生源 周辺Ⅲ	⑩												
	⑪	16(96)	0.00～18.7	0.54	12(74)	0.20～2.29	0.53	25(149)	ND～1.34	0.18	23(150)	ND～1.76	0.23

注：1) 石綿製品等製造工場散在地域

＝小規模な石綿製品等製造工場または小規模なその他の事業所等が散在している地域

2) 石綿製品等製造工場周辺＝大規模な石綿製品等製造工場周辺

3) 蛇紋岩地域＝砕石場周辺

濃度は全てPCM法によるもの



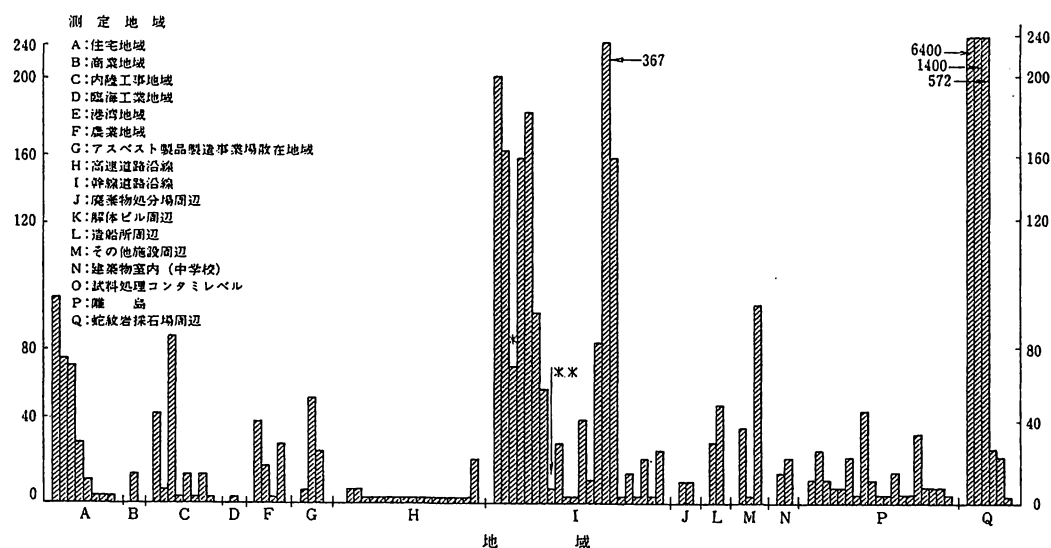


図2.6 立地特性別にTEM法によって測定した国内一般環境大気中のアスベスト濃度<sup>5)</sup>

\* 夜間の測定、それ以外は昼間の測定

\*\* 路肩より 50m 離れた地点

### (1) 特定粉じん発生施設

1987年度の環境庁によるアスベスト発生源精密調査では、一部のアスベスト製品製造工場敷地境界で最高値約 100f/L(平均)という高濃度も測定されたが、適正な維持管理を行うことにより概ね敷地境界における濃度を平均 10f/L 以下に抑えられた<sup>9)</sup>。この結果について環境庁は、10f/L 以下を WHO<sup>46)</sup> が示す評価からみて検出できないほどリスクが低い濃度の範囲と考え、この濃度範囲に抑えることができたと評価した。1989年に改正した大気汚染防止法では特定粉じん発生施設(アスベスト製品製造工場)の敷地境界基準をこの 10f/L と定め、翌年度からは同法に基づいて毎年、特定粉じん発生施設の敷地境界におけるアスベスト濃度の測定が実施されている。日本石綿協会によれば、1992年以降7年間にわたって測定対象工場全てで規制基準 10f/L を下回っている<sup>47)</sup>。

### (2) 道路沿線

自動車のブレーキ摩擦材などには多くのアスベストが使用されており、ブレーキライニング、ディスクパッド及びクラッチフェーシングにはそれぞれ摩擦材(基材)としてアスベストが 40~60%、20~40%、40~60%含まれていたとされている<sup>48)</sup>。アスベスト(クリソタイル)含有率 45.8~72.2%のブレーキライニング及び同 19.9%のディスクパッドに対して、中澤ら<sup>49)</sup>がブレーキドラム内またはディスクブレーキのキャリパー周辺における堆積粉じんをX線回折法によって分析した結果、含有率はND(5%以下)であった。佐藤ら<sup>50)</sup>によってもブレーキドラム内の堆積粉じん中のアスベスト(クリソタイル)含有率は 0.3%であり、これらの結果から、摩擦熱によってアスベストが変成した可能性が指摘された。

ただし、これらの摩擦剤から一般環境大気へのアスベスト飛散は、少なからず認められている。中澤ら<sup>49)</sup>はシャシダイナモを用いて一定の試験走行モードで走行させた場合、ブレーキ周辺大気の走査型電子顕微鏡法によるアスベスト濃度(長さ 5 $\mu$ m 以上)は密閉型のドラムブレーキでは 0.2f/L と低

いものの、ディスクブレーキでは1.68~2.1f/Lであり、実験前の<0.1f/Lより高くなったことを確認している。さらに、ドラムブレーキにおける摩擦粉じんのドラム内堆積率を実験から24.1%のように求めて(ディスクブレーキでは0%と仮定)、車種ごとに計算した排出係数と走行量を組み合わせることによって、神奈川県における自動車ブレーキ摩擦材からのアスベスト排出量を推計した。その結果、1983年当時の年間排出総量は1,437gであり、車種別の寄与率は普通貨物車が40.1%と最も高かったとしている<sup>49)</sup>。

### (3) 最終処分場

厚生省<sup>51)</sup>は3ヶ所の最終処分場(一般廃棄物2ヶ所、産業廃棄物1ヶ所)で埋立作業面近傍におけるPCM法によるアスベスト濃度を測定している。その結果、13試料の幾何平均で5.3f/L(最大31f/L、最小2.2f/L)であった。しかしながら、この調査および表2.11の環境庁アスベストモニタリングはいずれも、最終処分場におけるアスベスト廃棄物の有無を確認したものではない。

また、秋田県<sup>52)</sup>と福岡県<sup>53)</sup>は環境庁の委託によって、アスベストを含む建設廃材等を処分している産業廃棄物最終処分場におけるアスベスト濃度を測定している。秋田県では97t、福岡県では257m<sup>3</sup>のアスベストの処分実績があったが、処分個所の近傍を含めてもアスベスト濃度はそれぞれ0.08~1.40f/L、0.26~0.49f/Lであり、低いレベルであった。

## 2-4-2 水系のアスベスト

水系のアスベストについては、我が国にはアスベスト含有フィルターでろ過した飲料水のデータはあるとされるのみで、一般には詳しい報告はなされていない。一方、アスベスト鉱山の多い海外では本章のはじめで述べたとおり関心が高く、水系のアスベストについて報告例も多い。

Schreier<sup>54)</sup>によると、1970年代初期までは水系のアスベストについてほとんど知られていなかった。一般的に高濃度のアスベストは、アスベスト関連産業由来のものに限られると思われていた。しかし、Cunninghamら<sup>55)</sup>が1971年にQuebecとOntarioの飲料水中に10<sup>6</sup>~10<sup>8</sup>f/Lのアスベストを発見してからは、北米とヨーロッパで詳しい研究が行われ始めた。そして、1980年前後には多くの上水道中に10<sup>5</sup>~10<sup>6</sup>f/Lのオーダーのアスベストが含まれていることが明らかになった。

以下、様々な水系のアスベストについてレビューを行う。なお、水中のアスベスト濃度についてはf/Lという単位のほかに、引用文献にしたがって、MFL(million fibers per liter, 10<sup>6</sup>f/L)も使用する。また、本節のアスベスト濃度は全てTEM法によるものである。

### (1) 上水道中のアスベスト

Milletteら<sup>56,57)</sup>は1980年と1983年に、米国のそれぞれ406都市、538都市の上水道についてデータを報告している。それによると、いずれも80%以上の大多数の都市の上水道中ではアスベスト濃度は10<sup>6</sup>f/L以下であるものの、少数の住民は10<sup>9</sup>f/L以上のアスベストを暴露しているという。このほか、カナダ、米国、英国、ドイツの多数の研究によっても、多くの上水道中のアスベストは10<sup>5</sup>~10<sup>6</sup>f/Lのオーダーであるとされた。Schreier<sup>54)</sup>は10<sup>7</sup>f/L以上のアスベストの存在する上水道は米国で10%、カナダで5%の比較的低い割合であり、それらは全てアスベストリッチの岩盤かアスベストの採鉱に関連のものとしている。

国内における測定例は少ないが、小輪瀬ら<sup>58)</sup>が都内の浄水場について調査した結果、原水で検出限界(7,500f/L)以下~250,000f/L、浄水で69,000~110,000f/L、給水栓水で23,000~93,000f/Lであった。原水と比較して給水栓水の濃度が高かった場合でも5μm以上の長繊維は検出されておらず、石綿セメント官からアスベストが剥離した確証は得られていないとしている。

EPA<sup>59)</sup>は水中のアスベストによる胃腸がんと腹膜中皮腫の増加リスクを、いくつかの研究結果から

推定した。それによると、70年間連続摂取した場合、がんで10万人に1人が過剰死亡するのは0.4～2.5MFLの範囲となっている。

## (2) 河川・湖沼

Hayward<sup>60)</sup>は、水域に蛇紋石群を含むカリフォルニア州の河川の表流水について、アスベストのモニタリングを行った。その結果、河川や貯水槽から14～260,000MFL、中間値1,000MFLのアスベストが検出された。このような高濃度のアスベストは、水域内の蛇紋石鉱山の自然侵食によるものとされている。このほかの研究者の、河川や湖沼での測定結果を表3.1に示す。

Schreier<sup>54)</sup>は河川や湖沼へのアスベストの汚染源として3つを挙げている。すなわち、水域内のアスベスト含有岩石や地表に堆積した物質、鉱工業からの排水、大気からの混入、である。これは順に、地球規模でありそうなもの、地域色が強いもの、どちらにも影響を受けるものとしている。

また、有名な事件として、1957年以来角閃石を含むタコナイト鉱山の廃石がSuperior湖に投棄されていた事件がある。Cookら<sup>61)</sup>はSuperior湖を水源とするDuluthでの上水道中のアスベストレベルは $10^7 \sim 10^9$  f/Lであると報告し、沿岸の多くの自治体の注意を促した。

表2.12 河川・湖沼におけるアスベスト濃度<sup>54)</sup>

河川・湖沼	文献	アスベスト濃度 [f/L]
五大湖		
Lake Superior	Cook et al. (1976) & Durham & Pang (1975)	$10^5 \sim 10^9$
Lake Ontario	Kay (1973)	$10^6$
Lake Huron	Durham & Pang (1976)	$10^6 \sim 10^7$
Lake Michigan	Cunningham & Pontecraft (1971)	$10^6 \sim 10^8$
カリフォルニアの湖沼		
Oroville	Stewart et al. (1976)	$10^6$
Reservoirs	Bales et al. (1976)	$10^{10} \sim 10^{11}$
Marine County Lakes	Cooper & Murchio (1974)	$10^8$
Silverwood	McGuire et al. (1982)	$10^8 \sim 10^9$
Silver Lake	Maresca et al. (1984)	$10^6 \sim 10^7$
ケベックの湖沼		
Memphremagog, Quebec	Bacon et al. (1986)	$10^6 \sim 10^8$
カナダの河川		
Ottawa, Ont.	Cunningham & Pontecraft (1971)	$10^6$
Sumas, B.C. & Wash.	Schreier & Taylor (1981) & Schreier (1987)	$10^6 \sim 10^{13}$
Fraser, B.C.	Schreier & Taylor (1980)	$10^6 \sim 10^9$
Yukon, Yukon Terr.	Schreier & Taylor (1980)	$10^7 \sim 10^8$
Becancour, Quebec	Monaro et al. (1983)	$10^8 \sim 10^{10}$
Missiquoi, Quebec	Bacon et al. (1986)	$10^7 \sim 10^8$
米国の河川		
Trinity River, Cal.	Stewart et al. (1976)	$10^7$
Sultan River, Wash.	Stewart et al. (1976)	$10^7$
Sacramento, Cal.	Polissar et al. (1982)	$10^7 \sim 10^8$
Sacram. San Joaquin	Bales et al. (1976)	$10^8 \sim 10^{11}$
Calif. Aqueduct	Hayward (1984)	$10^7 \sim 10^9$
Klamath, Cal.	Jones & McGuire (1987) Hayward (1984)	$10^7 \sim 10^{10}$ $10^{10} \sim 10^{11}$

## (3) 地下水

Hayward<sup>60)</sup>はカリフォルニア州で、前述の河川のモニタリングと同時に5ヶ所の井戸から地下水の測

定も行った。それによると、アスベスト濃度は20～200MFLであり、これは河川などの中間値1,000MFLよりも低いものである。また、Germaineら<sup>62)</sup>はクロシドライト含有岩石のある井戸水中に4.7MFLのクロシドライトを検出した。さらに、Oliverら<sup>63)</sup>はニューメキシコ州の井戸水中に1,000MFLのアスベストを検出し、アスベスト含有岩石関連の川が原因であるとしている。

#### (4) 雨・雪

雨水中のアスベストは、Hallenbeckら<sup>64)</sup>とHesseら<sup>65)</sup>がシカゴで $10^5 \sim 10^6$  f/L、Baconら<sup>66)</sup>がケベックで $2 \times 10^7$  f/Lのアスベストを報告している。Schreier<sup>54)</sup>はこの値を、地域内の繊維の移動が重要であることを示すものとしている。また、Cunninghamら<sup>55)</sup>は既に雪中に検出可能レベルのアスベストが存在することを報告していた。

以上のように、水系にアスベストは広く存在しており、そのレベルも広範囲にわたっている。また、EPAは1MFLの場合、実際の濃度の評価は測定値の10倍以内と解釈すべきであるとしている。このように水系のアスベストの濃度の把握は困難であることから、Balesら<sup>67)</sup>は濃度のオーダー表示の使用を認めている。ただし、オーダー表示は幅広い定まったレベルを示すが、現場でのモニタリングプログラムにはあまり使われないとも述べている。

また、アスベストの分析が複雑なものであることから、アスベスト濃度の把握を濁度で代用させようという試みもある。Hayward<sup>60)</sup>は4つの測定点のうち1ヶ所でアスベスト濃度と濁度に高い相関があることを見つけたが、多くの場合濁度の測定はアスベスト分析の代用にはなれないとした。このほか、McGuireら<sup>68)</sup>も低濁度の処理水が常に低レベルアスベストを示すわけではないとするなど、濁度の使用については否定的な見解が多い。

### 2-4-3 土壌・汚泥系のアスベスト

Pitt<sup>69)</sup>はカリフォルニア州の都市域での土壌中のアスベスト濃度を報告している。その結果、分析した土壌サンプルの80%に平均 $300 \times 10^6$  f/gのアスベストが存在していることがわかった。

汚泥については、Bishop<sup>70)</sup>がロスアンゼルス市の下水処理場の乾燥汚泥1g中に $10^7 \sim 10^8$  程度のアスベストがあることを示した。また、Patel-Mandlikら<sup>71)</sup>は偏光顕微鏡と分散染色法によって、ニューヨーク州の15の小都市のうち9ヶ所から下水汚泥（灰化）中に1～5%レベルのクリソタイルとアモサイトを発見している。しかしながら、概して土壌と汚泥中のアスベストについては、研究例が少ない。

### 2-4-4 地球規模のアスベスト汚染

アスベストはソ連のウラル地方、米国バーモント地方やカナダのケベック地方のクリソタイル鉱山、および南アフリカや西オーストラリアの角閃石鉱山など、世界の様々な地方の自然界に分布している。

このほか、アスベスト鉱山以外で産業活動に影響されない場所からアスベストが発見された例を以下に簡単に示す。Schreier<sup>54)</sup>によれば、Langerは1920年以前のグリーンランドの氷に高濃度のアスベストがあることを報告した。一方、Cossetteら<sup>72)</sup>はアイスドリルコアのデータから、地球上のアスベストの分布はほぼ一定であって、産業活動による汚染源が地球上のアスベストの再分配に影響を与えることはほとんどないとしている。これに対して神山<sup>73,74)</sup>は、地球規模でのアスベストの循環を探るために、小笠原諸島父島の大气中および南極の雪氷中のアスベスト濃度を測定した。その結果、父島では本州各地域の平均41.3f/Lよりも低いが、9.7f/Lのアスベストが検出された。また、南極からは推定1000年以前の雪氷中から $10^5 \sim 10^7$  レベルのアスベストを検出している。データ数が少ないとしながらも

神山はこの結果を、自然の風化と産業活動で発生したアスベストが地球上を循環していることを示唆するものとしている。

表2.13 雪・氷中のアスベスト濃度<sup>74)</sup>

採取場所	降雪期日	アスベスト濃度* [f/L]
東京都三鷹	1984.1	$1.25 \times 10^7$
神奈川県川崎	1984.1	$1.65 \times 10^6$
南極瑞穂基地 (地表下70~100cm, 1977年採取)	1970~1973	$2.25 \times 10^5$
南極瑞穂基地 (地表下5m)	1930	$1.09 \times 10^5$
南極大和山脈 (YM179)	1万年以上前	$5.83 \times 10^5$

\* 検出限界： $1 \times 10^4$ f/L

## 2-5 アスベストの規制動向と代替化

### 2-5-1 アスベストの規制動向

#### (1) アスベスト使用と労働安全衛生に関する規制

アモサイトとクロシドライトについては、1995年4月の労働安全衛生法施行令改正によって製造等（製造、輸入、譲渡、提供及び使用）を禁止する有害物に指定された。

アモサイト、クロシドライト以外のアスベストについては、同じく労働安全衛生法施行令により、名称等を表示する有害物に指定されている。また、特定化学物質等障害予防規則によってアスベストは特定化学物質の中の管理第二類物質に指定され、局所排気装置の設置や作業者の健康診断などが義務づけられている。さらに同規則ではアスベストを特別管理物質にも指定し、作業上における掲示義務などを課している。なお、これらの労働安全衛生法や特定化学物質障害予防規則の適用に関して、従来、重量5%を超えるものとされていたが、1995年1月に重量1%を超えるものに拡大されている。

関心の高いアスベストの吹付けに関しては、1975年の特定化学物質等障害予防規則改正によって、労働者保護の観点から原則的に禁止されることとなった。原則禁止とは、作業場所の隔離や保護衣の使用などが条件とされ、これらの措置を講じれば吹付け作業が可能ということを意味している。

また、作業環境におけるアスベスト粉じんの濃度基準は、1976年には労働省通達「石綿粉じんによる健康障害予防対策の推進について」により $2\text{f}/\text{cm}^3$ （クロシドライトについては $0.2\text{f}/\text{cm}^3$ ）とされた。これと同じ濃度が、1988年の労働省告示第79号「作業環境評価基準」によって、正式に作業環境の管理濃度として定められた。さらに労働安全衛生法政省令改正により、建築物解体に際してのアスベスト調査及び記録の義務が1995年4月1日に施行、吹付けアスベスト除去に伴う事前の届出義務が同年6月1日に施行された。

なお、最近では、環境汚染物質排出移動登録（Pollutant Release and Transfer Register; PRTR）を実施するために、「特定化学物質の環境への排出量の把握及び管理の改善の促進に関する法律」が1999年7月に公布された。2000年3月に制定された同法の政令によって、アスベスト（政令での名称は石綿）は第一種指定化学物質に指定され、これを製造、使用または取り扱う事業者は排出量及び移動量を主務大臣に届け出る義務が生じることとなった。

#### (2) 大気汚染に関する規制

我が国では環境庁<sup>5)</sup>が同庁のアスベスト発生源対策検討会において検討したアスベストの排出動態、一般環境中濃度の実態、諸外国を含めた規制などの動向について1985年に報告した後、1987年に入

ってから行政的対応が具体化してきた。1987年6月に文部省が行った実態調査によれば、全国の公立小中学校のうち全体の3.3%にあたる1,300校あまりに吹付けアスベストが使用されていることがわかった。

このような建築物における室内空気汚染対策として、環境庁・厚生省からは1988年2月に「建築物内に使用されているアスベストに係る当面の対策について」という通知が出されている。この内容は建築物内に使用されているアスベストのうち、当面の対策の第一とすべきものを経年変化による劣化、損傷のある吹付け材とし、アスベスト繊維の遊離を防止する対策決定に対するフローチャートを提示している。また、同年6月には建設省から吹付けアスベストの飛散防止処理に関するガイドラインとして「既存建築物のアスベスト粉じん飛散防止処理技術指針・同解説」<sup>75)</sup>が示された。これは、吹付けアスベスト対策としてその診断手法や、除去・封じ込め・囲い込みの各処理法について詳細なマニュアルを解説したものである。同じ6月に労働省からも「建築物の解体又は改修工事における石綿粉じんへのばく露防止のためのマニュアル」<sup>76)</sup>が出されたが、ここでも除去・封じ込め・囲い込みの各処理法が示されている（ただし、解体・改修工事のための要件が特別に記されているものではない）。

また、建築物の解体・改修時の対策としては、1986年に労働省から出された「建築物の解体又は改修の工事における労働者の石綿粉じんへのばく露防止等について」という通達で、労働者保護のための建材の湿潤化や呼吸用保護具の着用などが求められた。その後、1987年に環境庁から「建築物の改修・解体に伴うアスベスト（石綿）飛散防止対策について」なる通知が出され、施設解体時には事前にアスベストを除去することなどが求められた。また、1996年に改正された大気汚染防止法では、特定粉じん等排出等作業に係る作業基準として、吹付けアスベストなどの除去の要件や方法などが定められた。この具体的な手順については、1997年に環境庁から出された「建築物解体等に係るアスベスト飛散防止対策マニュアル」<sup>77)</sup>に記されている。

製造工場などにおけるアスベスト飛散への対策については、上述の建築物における対策からは遅れ、1989年の大気汚染防止法改正に至ってようやく本格的に規制されるようになった。その骨子はアスベストを特定粉じんとして指定し、特定粉じん発生施設の敷地境界で規制基準（総理府令により10f/L）を定め、排出者に濃度測定と規制基準遵守を義務づけるものとしている。

以上で述べたような、国内におけるアスベストに関する規制の動向を、後述する廃棄物処理に関する規制も含めて時系列で示したものが表2.14である。村山<sup>35)</sup>は国内の建築物対策が米国に比べて遅れたことを取り上げ、日米の行政対応を含むリスク認識プロセスについて、次のように分析している。すなわち、労働環境における濃度規制の開始年代は日本と米国でそれぞれ1971年と1976年であったのに対して、学校や一般の建築物に対する対応は同じく1979年と1987年であり、一般環境に対する対応がとりわけ遅れたというものであった。そして、この差が生じた最大の要因として、日本においては労働環境における被害が米国ほど顕在化しなかったことを挙げ、被害よりもむしろ欧米における規制の進展や、駐留米軍の影響によって社会問題化の下地がつくられたとしている。

### (3) アスベスト廃棄物に関する規制

吹付けアスベスト除去工事に際して発生したアスベスト廃棄物に対しては、1987年に厚生省・環境庁は「アスベスト（石綿）廃棄物の処理について」を通知し、翌年には厚生省よりアスベスト廃棄物処理ガイドラインとして「建設・解体工事に伴うアスベスト廃棄物処理に関する技術指針・同解説」<sup>78)</sup>が取りまとめられた。これらは、アスベストの難分解性などの特性から、適切な梱包と埋立というアスベストの隔離を基本として、十分な強度のプラスチック袋（二重）などの使用や、2m以上の覆土による埋立などを求めたものであった。

また、1991年の廃棄物処理法改正と翌年の施行令によって、表2.15に示す飛散性アスベスト廃棄物が「廃石綿等」の名称で特別管理産業廃棄物に指定され、排出から処分に至る管理の枠組みが設

表 2.14 国内における主なアスベスト規制の動向

使用・労働衛生	製造段階	建築物の使用段階	建築物の解体・改修段階	廃棄段階
<p>1975 特化則改正 吹付けアスベスト使用原則禁止、 重量5%超のアスベスト含有製品 に対する名称等表示義務</p> <p>1975 安衛法施行規則改正 重量5%超のアスベスト含有製品 に対する名称等表示義務</p> <p>1976 労働省通達 作業環境の濃度基準 (2f/cm<sup>3</sup>)</p> <p>1988 労働省告示 作業環境評価基準 (2f/cm<sup>3</sup>)</p>	<p>1989 大気汚染防止法・施行規則改正 アスベストを特定粉じん指定、 製造工場での敷地境界 基準 (10f/L)</p>	<p>1988 環境庁・厚生省通知 吹付けアスベスト対策のフ ローチャート</p> <p>1988 建設省「既存建築物のア スベスト飛散防止処理技術 指針・同解説」 吹付けアスベストの診断、 除去・封じ込め・囲い込み の方法</p>	<p>1986 労働省通達 解体・改修におけるアスベスト 含有建材からの労働者の暴露防 止</p> <p>1987 環境庁通知 解体・改修における吹付けアス ベスト事前除去とその方法提示</p> <p>1988 労働省「建築物の解体又は改 修工事における石綿粉じんへの ばく露防止のためのマニユアル」 吹付けアスベストの除去・封じ 込め・囲い込みの方法</p>	<p>1987 厚生省・環境庁通知 除去された吹付けアスベスト廃棄 物の処理方法提示</p> <p>1988 厚生省「建設・解体工事に伴うア スベスト廃棄物処理に関する技術 指針・同解説」(アスベスト廃棄物 処理ガイドライン) 除去された吹付けアスベスト廃棄 物の処理方法提示</p> <p>1991 廃棄物処理法改正 除去された吹付けアスベスト廃棄 物と製造段階のアスベスト廃棄物 を廃石綿等として特別管理廃棄物 に指定</p>

<p>1992 労働省告示 化学物質等の危険有害性等の表示に関する指針（MSDS）</p> <p>1995 安衛法施行令・施行規則改正 アモサイト・クロシドライトが製造等禁止, クリソタイルは名称等表示すべき有害物に指定（重量1%超のもの）</p> <p>1999 PRTR法制定 事業者による第一種指定化学物質の排出・移動量把握義務</p> <p>2000 PRTR法施行令制定 アスベストを第一種指定化学物質に指定</p>			<p>1995 特化則改正 解体における吹付けアスベストの事前調査や除去と労働者の暴露防止</p> <p>1996 大気汚染防止法改正 吹付けアスベスト除去の作業基準</p> <p>1997 環境庁「建築物の解体等に係るアスベスト飛散防止対策マニュアル」</p>	<p>1992 廃棄物処理法施行令・施行規則改正 廃石綿等の処理基準</p> <p>1993 厚生省「廃石綿等処理マニュアル」 廃石綿等の処理方法提示</p>
---	--	--	---	---

注）安衛法：労働安全衛生法

特化則：特定化学物質等障害予防規則

廃棄物処理法：廃棄物の処理及び清掃に関する法律

PRTR 法：特定化学物質の環境への排出量の把握及び管理の改善の促進に関する法律



けられた。この指定により、廃棄物発生対象がガイドライン当時のアスベスト建材除去事業に加え、特定粉じん発生施設（アスベスト製品製造工場など）まで含まれたことで、アスベスト廃棄物としてとらえるものが増えたことになる。廃石綿等の具体的な処理処分方法は同法政省令や 1993 年に厚生省から出された廃石綿等処理マニュアル<sup>79)</sup>で示されているが、従来のガイドラインとほぼ同様の処理で、熔融による処分も認められることとなった。熔融は廃石綿等に対して特別管理廃棄物の性格を失わせる方法として、2000 年現在までに唯一認められた方法であり、図 2.7 に示すようにこれ以外には二重梱包か固型化を経た後に最終処分することが求められている。最終処分の際は、処分場内の一定の場所での分画埋立、2m 以上の最終覆土、再掘削防止及び閉鎖後跡地管理のための記録保存などが必要となる<sup>79)</sup>。

なお、コンクリート等による固型化もアスベストの飛散防止に有効であり、推奨されている。固化条件や飛散防止効果の検討例<sup>80)</sup>もあるが、配合比などはアスベストの種類や状態により異なるため現場で試験等を行い決定するのがよいとみられる。ただし、法的には固型化は廃石綿等の中間処理として認められておらず、固型化物も特別管理廃棄物として最終処分されることとなっている。

表 2.15 廃石綿等の定義<sup>79)</sup>

廃石綿等の定義	範囲
(アスベストを含み、飛散するおそれのある産業廃棄物のうち) 石綿建材除去事業に係るもの	1. 建築物に用いられる材料であって石綿を吹き付けられたものから石綿建材除去事業により除去された当該石綿 2. 建築物に用いられる材料であって石綿を含むもののうち石綿建材除去事業により除去された次に掲げるもの イ 石綿保温材 ロ けいそう土保温材 ハ パーライト保温材 ニ 人の接触、気流及び振動等によりイからハに掲げるものと同等以上に石綿が飛散するおそれのある保温材 3. 石綿建材除去事業において用いられ、廃棄されたプラスチックシート、防じんマスク、作業衣その他の用具又は器具であって、石綿が付着しているおそれのあるもの
(アスベストを含み、飛散するおそれのある産業廃棄物のうち) 特定粉じん発生施設において生じたもの	4. 特定粉じん発生施設において生じた石綿であって、集じん施設によって集められたもの 5. 特定粉じん発生施設又は集じん施設を設置する工場又は事業場において用いられ、廃棄された防じんマスク、集じんフィルターその他の用具又は器具であって、石綿が付着しているおそれのあるもの

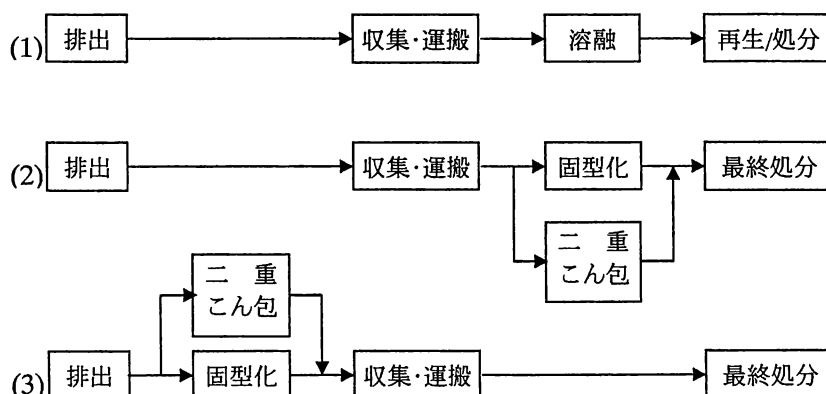


図2.7 廃石綿等の処理経路<sup>79)</sup>

(1)による方法が望ましいとされている

#### (4) 海外のアスベスト使用に関する規制

米国において環境保護庁（Environment Protection Agency; EPA）が 1989 年 7 月に連邦官報で公布した、アスベスト使用の全面規制が有名な出来事である。これは「米国において 1997 年までに 3 段階にわたり、ほとんどのアスベスト製品の製造、輸入、加工及び商業的流通を禁止する」という非常に厳しい内容であった。この規制はアスベスト情報協会/北米（Asbestos Information Association/North

表 2.16 海外のアスベスト使用規制状況（日本石綿協会<sup>81)</sup>の文献をもとに EU<sup>82)</sup>の情報を加えて修正）

国名	作業環境の最大暴露濃度				アスベストの種類による禁止措置	備考
	クリソ タイル	アモ サイト	クロシド ライト	アクション レベル*1		
日本	2.0*2		0.5*2		クロシドライト アモサイト	管理濃度*2
アメリカ	0.1			(0.05)		
カナダ	2.0	0.5	0.2			
イギリス	0.5	0.2		クリソタイル 0.25 角閃石 0.1	クリソタイル*3 (1998 年に禁止導入計 画発表) アモサイト*3 クロシドライト*3	EU 加盟国*4
イタリア	1.0		0.5		クリソタイル(1992～) クロシドライト*3	EU 加盟国*4
オランダ	1.0		0.5	0.25	クリソタイル(1992～)*3 クロシドライト	EU 加盟国*4
ギリシャ	1.0		0.5	0.25		EU 加盟国*4
スウェーデン	0.5	－			クロシドライト 他のアスベスト*3	
スペイン	1.0		－	クリソタイル 0.25 アモサイト 0.25	クロシドライト	EU 加盟国*4
デンマーク	0.3				全アスベスト*3	EU 加盟国*4
ドイツ	0.25	－	－			EU 加盟国*4
フィンランド	0.5				クリソタイル(1993～)*3 クロシドライト*3	
フランス	1.0 混合アスベスト 0.8		0.5	0.25	クリソタイル(1996～)*3	EU 加盟国*4
ベルギー	0.5	0.15		クリソタイル 0.15 角閃石 0.05	クリソタイル(1998～)*3 クロシドライト*3	EU 加盟国*4
シンガポール	2.0					労働省作業 要綱勧告
ブラジル	2.0					
オーストラリア	0.5	－			全アスベスト*3	
ニュージーランド	1.0	0.1			アモサイト クロシドライト	

\*1 アクションレベルとは概ね規制値の 1/2 を採用し、規則などの規制を受けないレベルを一般にいう

\*2 日本では諸外国の暴露濃度とは異なり、管理濃度を定めている

\*3 禁止の例外があるもの、および認可が得られたならば使用可能であるもの

\*4 委員会指令 91/659/EEC でクリソタイルを除く全てのアスベストの売買・使用を禁止したとともに、加盟国に対して 2005 年 1 月 1 日までにクリソタイルの売買・使用を禁止するという委員会指令 1999/77/EEC が採択された。なお、EU では理事会指令によって最大暴露濃度はクリソタイル 0.6f/mL、その他のアスベスト 0.3f/mL とされている。

America; AIA/NA) など業界団体の激しい抵抗にあい、1991 年 10 月に連邦高等裁判所においてコスト対効果などの要件の不足を理由に無効判決が下された。ただし、判決には 1989 年 7 月時点で製造などがなされていなかった製品は禁止できるとの項目が入っていたために、EPA が禁止すべき品目をまとめた。その後、1989 年時点で製造されていた品目の解釈などを巡って調整が行われた結果、現在は石綿スレートなど 18 品目の使用を EPA が認めている。このように当初予定されていた全面使用禁止には至らなかったが、米国からアスベスト使用に対する警告を世界に発した点に関しては大きな意義があったものと言えよう。

ヨーロッパにおいては、1970 年代に各国でアスベストの吹付けやクロシドライトの使用禁止などの措置が相次いで実施された。また、ヨーロッパ共同体 (European Communities; EC) としては指令 83/477/EEC でアスベストの吹付けの禁止、指令 83/478/EEC でクロシドライトの売買・使用の禁止やアスベスト製品の表示義務が示された。さらに、1990 年には全ての発がん物質への暴露リスクから作業者を保護する指令 90/394/EEC によって「代替の原則」が導入され、アスベストの代替化が促進されたとともに、指令 91/659/EEC ではクリソタイルを除く全てのアスベストの売買・使用が禁止された。クリソタイルについても、1986 年のデンマークや 1993 年のドイツ、1996 年のフランスをはじめ、例外を伴いつつもヨーロッパ各国で使用禁止措置がとられてきたが、1999 年 7 月には代替繊維とのリスク比較結果をもとにヨーロッパ委員会は委員会指令 1999/77/EEC を採択し、加盟国が 2005 年 1 月までにクリソタイルの売買・使用を禁止する規制の施行が求められた。

以上のように、欧米ではクリソタイルを含むアスベストの使用が厳しく制限されてきた。なお、建築物に多く使用されてきた既存のアスベストについては、米国 EPA が 1987 年 10 月に公示した規則「学校のアスベスト含有材料 (Asbestos-Containing Materials in Schools)」などがある。これは、有害物質規制法 (Toxic Substances Control Act; TSCA) の下に、学校のアスベスト含有物に関して、全ての地方教育機関が学校建物中のアスベスト含有物を確認し、アスベスト繊維の放出を抑える適切な処置をとることを義務づけたものである。

#### (5) 海外のアスベスト廃棄物に関する規制の動向

海外においてアスベスト廃棄物は、有害廃棄物の一種としてその管理方法が定められている場合があるほか、アスベストが有する特性のためにアスベスト廃棄物独自の管理方法が定められている場合

表2.17 国内及び海外における有害廃棄物規制の中でのアスベスト

	日本 (廃棄物処理法) 1991 改正	バーゼル条約 1992 発効	OECD 1992	米国 (RCRA) 1984 改正	EC (91/689/EEC) 1991
有害廃棄物の定義	・有害特性から特別管理廃棄物の種類を規定 ・アスベスト廃棄物は廃石綿等として該当	・廃棄経路18種または有害成分27種と、有害特性との組合せによって規定 ・アスベスト（粉じん・繊維状のもの）は有害成分としてY36に掲載	・有害性に応じて、グリーンリスト、アンバーリスト、レッドリストを規定 ・アスベスト（粉じん・繊維状のもの）はレッドリストに掲載	・リスト（不特定発生源、特定発生源、化学物質）または有害特性に該当するものを広く規定 ・アスベストはRCRAの有害廃棄物に該当せず	・廃棄経路40種、有害成分51種、及び有害特性の組合せによって規定 ・アスベスト（粉じん・繊維状のもの）は有害成分としてC25に掲載
その他のアスベスト廃棄物関連規則	廃棄物処理法に基づき、廃石綿等処理マニュアルに具体的な管理方法が記載	—	—	アスベスト廃棄物管理指針、ならびに大気清浄法の下でのNESHAP	アスベストによる環境汚染の防止と削減に関する理事会指令 (87/217/EEC)

表 2.18 国内及び海外におけるアスベスト廃棄物の管理方法

	日本 廃石綿等処理マニュアル <sup>79)</sup> 1993	米国 アスベスト廃棄物管理指針 <sup>83)</sup> (A)1985/NESHAP(B)1990	EC 87/217/EEC 1987	ILO 実施要綱 Safety in the Use of Asbestos <sup>2)</sup> 1984
対象	廃石綿等 (アスベスト製造工場及び 吹付けアスベスト除去作業 からの飛散性アスベスト廃 棄物)	・ 鉱山、アスベスト製造、ア スベスト製品製造加工にお けるアスベスト廃棄物、建 築物からの飛散性(friable) アスベスト除去物(A によ る例示) ・ アスベスト製造、アスベ スト製品製造加工、吹付け、 断熱作業におけるアスベ スト、廃棄物、解体・改修作 業からの飛散性(friable)ア スベスト廃棄物(B)	アスベスト繊維や粉 じんを含む廃棄物	高密度材料以外のア スベスト廃棄物*
保管 収集 運搬	・ 湿潤化 ・ 二重こん包か固型化	・ 目に見える飛散がないこ と(B) ・ 湿潤化(A,B) ・ 漏れのない容器(A) ・ ラベル(A)	繊維や粉じんの大気 への飛散及び含有液 体の漏洩の防止	繊維や粉じんの大気 中への飛散防止
処分	① 中間処理 溶融固化 ② 埋立処分 ・ 分画埋立 ・ 1日の作業終了時 15cm、 最終的に 2m 以上の覆土 ・ 記録の保存	① 埋立処分 ・ 目に見える排出ないこと (A,B) ・ 警告表示と囲い(A,B) ・ 分画埋立(A) ・ 搬入から 24hr 以内に 15cm、最終的に 91cm の覆 土(A) ・ 記録の保存(A) ② アスベストの変質(B) ・ 運転監視 ・ 生成物分析 ・ 記録の保存	環境への放出を防ぐ ように処理・梱包・ 覆土	① 1 日の埋立終了時に 20~25cm、最終的 2m 以上の覆土 ② 事業者は、処理業者 による処分の定期的 なチェックを行う

\* 高密度材料廃棄物とは石綿セメント、ジョイントシートなどのような廃棄物をいう

がある。表 2.17 には海外での有害廃棄物規制の中でアスベストがどのように位置づけられているかを日本との対比で示し、表 2.18 にはアスベスト廃棄物の管理方法を示す。

1989 年に採択、1992 年に発効されたバーゼル条約では、特定の発生経路から排出されたり、特定の成分を含み、毒性などの有害特性を示す廃棄物を有害廃棄物と定義している。ここで、アスベストは粉じんまたは繊維状のものが Y36 として特定の有害成分に挙げられていることから、飛散性を有するアスベスト廃棄物は有害廃棄物に含まれることになる。これによって、飛散性を有するアスベスト廃棄物は有害廃棄物として、締約国と非締約国との間の移動は禁止され、締約国間でも越境移動が制限されている。

OECD (経済協力開発機構) においても同様に有害廃棄物の越境移動に関する規制が検討され、1992 年には廃棄物の有害性の程度に応じて「グリーンリスト」「アンバーリスト」「レッドリスト」の 3 種類のリストに分けた上で、それぞれ管理の程度を分けるとする決議が定められた。このうち、アスベスト(粉じん、繊維状のもの)はレッドリストに掲げられ、輸出入許可が必要となっている。

米国では資源保全再生法 (Resource Conservation and Recycling Act; RCRA) によって、不特定発生源及び特定発生源や、廃棄化学製品 (化学物質) のリストに載っているか、または有害特性を有する廃棄物を、広範に有害廃棄物として定義している。しかしながら、アスベスト廃棄物は RCRA の下での

有害廃棄物とはされず、TSCA や大気清浄法（Clean Air Act）、ならびにスーパーファンド法（Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act of 1980; CERCLA, and Superfund Amendments and Reauthorization Act; SARA）などによる規制がかけられている。TSCA ではその下の規則「学校におけるアスベスト含有材料」によって、地域教育機関は学校からのアスベスト廃棄物の処理処分についてはアスベスト廃棄物管理指針<sup>83)</sup>に従わねばならないとされている。また、CAA では、その下の有害大気汚染物質排出基準（National Emission Standard for Hazardous Air Pollutants; NESHAP）でアスベストを有害大気汚染物質としてリストし、アスベスト廃棄物の処理処分に関する規則を定めている。それによると、製造・解体・改修等に伴う飛散性及び粉碎された非飛散性のアスベスト廃棄物を主な対象として、収集運搬及び処理の際は湿潤化や非飛散性ペレット化（固化）などにより目に見える排出がないこととし、埋立処分の際は覆土や記録保存などを求めている。また、1990 年 11 月の NESHAP 改正で初めて、処分のためのアスベスト変質を認める枠組みが生まれた。

また、EC では「有害廃棄物に関する理事会指令」（91/689/EEC）が 1991 年に制定され、廃棄経路、有害成分、及び有害特性の組合せによって有害廃棄物が定義された。この中でアスベストは有害成分として掲載されている。アスベスト廃棄物の運搬及び廃棄については、1987 年に採択された「アスベストによる環境汚染の防止と削減に関する理事会指令」（87/217/EEC）の中で、運搬や廃棄の過程でアスベスト繊維や粉塵が大気中に飛散されないこと、埋立の場合には環境への放出が防止されるような処理、梱包、覆土が求められている。

## 2-5-2 アスベストの代替化

アスベストによる健康影響への関心が高まり、アスベストの使用に対して国内外で様々な規制が強化されるなかで、アスベストからノンアスベスト製品への代替化が徐々に進められてきた。代替化のためには、アスベストと同等以上の性能を有すること、有害性がないこと、コストが低廉なことなどが条件となる。現在は表 2.19 に示すように、セラミック繊維などの無機合成系、アラミド繊維などの有機合成系、エリオナイトなどの天然鉱物系の代替繊維が利用、または利用を検討されている。

以下では、建築材料、摩擦材に加えて、既に製造停止された水道管について、代替化の動向を述べる。なお、上記の他、紡織品やジョイントシートなどについても代替化が着実に進んでいるようである。

### (1) 建築材料

建築材料のうち、吹付けアスベストについては 1975 年に原則禁止（重量 1%を超えるもの）となって以降、ロックウール系素材が主に利用されている。

4-3 でも述べるように石綿スレートについては、従来、JIS A5403（石綿スレート）としてアスベスト含有率 15%（1984 年までの規格）のものが広く使用されてきた。現在は規格が JIS A5430（繊維強化セメント板, 1995～）に変更され、含有率も 5%程度まで低減化した製品や非含有製品が市場に多く出ているようである。石綿スレートの用途での代替化のために、水中への分散性、保水性、不燃性・耐熱性、耐候性などの要件を満たす材料として、耐アルカリ性ガラス繊維、炭素繊維、セルロース、ポリビニルアルコール繊維、ポリアクリルニトリル繊維などが検討されている。

### (2) 自動車の摩擦材

新車に対する自動車部品へのアスベストの利用は、国内の自動車メーカーの自主規制により順次代替化が進んでいる。1994 年度末において、乗用車、小型商用車、軽四輪車については完全に代替化が完了し、トラック・バス、二輪車についても概ね代替化が完了しているとされている<sup>77)</sup>。

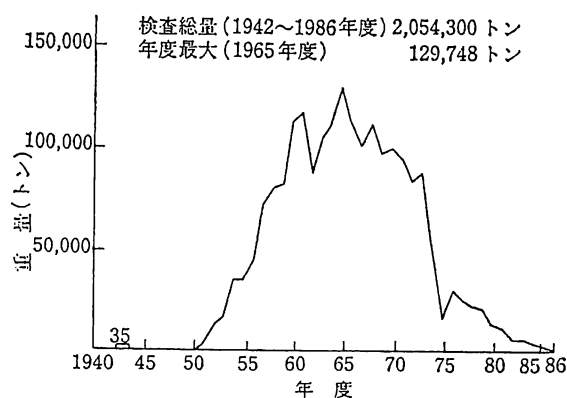
表 2.19 アスベスト代替繊維とその主な用途<sup>22)</sup>

分類	材料	代替品
1.建築材料	スレート板 屋根ふき材 セメント補強材など 断熱材	ビニロン繊維 合成繊維、ロックウール、ガラス繊維、セルロース繊維、炭素繊維 ロックウール
2.摩擦材	ブレーキライニング ディスクブレーキ ドラムブレーキ その他	アラミド繊維、炭素繊維、ガラス繊維、セラミック繊維、金属繊維、PAN 繊維 リン酸塩繊維
3.ジョイントシート	ガスケット	ガラス繊維、アラミド繊維、セラミック繊維、炭素繊維、リン酸塩繊維シール、黒鉛繊維、金属繊維
4.紡織品	耐熱布 バックイン材	金属繊維、アラミド繊維、ガラス繊維、セラミック繊維、炭素繊維 アラミド繊維、炭素繊維
5.その他	溶鉱炉関係 航空機関係 内燃機関関係 絶縁関係  ろ過材 塗料（防錆塗料） 石綿紙 耐熱保護材 プラスチック補強材	セラミック繊維、炭素繊維 セラミック繊維、炭素繊維  ガラス繊維、SiO <sub>2</sub> 、ロックウール、セラミック繊維、黒鉛繊維(熱絶縁に使用) 化学繊維 炭素繊維  アラミド繊維 リン酸塩繊維

### (3) 水道管

1932 年に日本で初めて石綿セメント管が水道管として使われ始め、図 2.8 に示されるように 1960 年代には年間 10 万 t を超える生産量が検査実績として残されている<sup>84)</sup>。この量は 1970 年代には急激に低下し、1985 年には製造が停止された。現在は主にダクタイル鋳鉄管や鋼管などが用いられているもようである<sup>85)</sup>。

しかしながら、1985 年の統計資料によれば、国内の上水道、用水供給を合わせた石綿セメント管の残存延長は 82,485km であり、全管種による総延長 401,825km の約 20.5% に及ぶとされている<sup>84)</sup>。

図 2.8 水道管としての石綿セメント管の検査実績<sup>84)</sup>

## 2-6 まとめ

本章では、アスベストの基本的特性として、使用状況、健康影響、規制動向などをまとめた。以下はその概要である。

アスベストは天然に産する繊維状けい酸塩鉱物である。代表的なものはクリソタイル、クロシドライト、アモサイトであり、現在はクリソタイルのみが国内で使用されている。アスベストは耐熱性、耐薬品性、引張強さなどに優れているため、1970年代から1980年代にかけて20万t規模以上で国内に輸入され、建築材料などに使用されていた。

アスベストによる健康影響としては、アスベスト肺、肺がん及び中皮腫などがある。アスベストの発がん性は繊維の形状によるとする説が有力であるが、最近では化学形態なども無視できないとする報告もある。肺がんと中皮腫に対しては量－反応関係を表すモデルが開発され、一般環境のような低濃度の暴露にも応用したリスクアセスメントも実施されている。

環境中のアスベスト濃度は大気系を中心に報告例が多いが、環境庁が国内の一般環境大気について行っているモニタリングによれば、最近では概ね1f/L（位相差顕微鏡法による濃度）以下となっている。なお、海外では水系におけるアスベスト濃度の報告例も多い。

アスベストの製造や使用などについて、国内では角閃石のクロシドライト及びアモサイトのみが禁止されている。大気汚染防止法による特定粉じん（アスベスト）発生施設の敷地境界基準や、廃棄物処理法による廃石綿等（飛散性アスベスト廃棄物）の管理方法が定められるなど、大気汚染防止と廃棄物の適正管理については規定が定められている。一方、米国では一部の例外を除きアスベスト製品の使用が禁止され、ヨーロッパでも最近クリソタイルを含めてアスベスト製品の使用禁止に関する指令が出された。

## 第2章 参考文献

- 1) NIOSH-OSHA Asbestos Work Group: Workplace exposure to asbestos, DHHS (NIOSH) Publication No.81-103, PB83-176677 (1980)
- 2) ILO: Safety in the use of asbestos: An ILO code of practice, Geneva (1984)
- 3) 日本石綿協会: せきめん, 第558号, p1 (1992)
- 4) 環境庁大気保全局企画課監修: 石綿・ゼオライトのすべて, 日本環境衛生センター (1987)
- 5) アスベスト発生源対策検討会, 環境庁大気保全局大気規制課監修: アスベスト排出抑制マニュアル増補版, ぎょうせい (1988)
- 6) WHO: Asbestos and other natural mineral fibers, Environmental Health Criteria 53, pp.18~20 (1986)
- 7) Yada,K.: Study of microstructure of chrysotile asbestos by high resolution electron microscopy, Acta Cryst., Vol.A27, pp.659~664 (1971)
- 8) 通産省, STATISTICAL YEARBOOK, ASBESTOS MINERALS YEARBOOK, 大蔵省貿易統計など(文献4より引用)
- 9) 日本石綿協会: せきめん, 第618号, p2 (1997)
- 10) 環境庁大気保全局: 環境中のアスベスト対策ガイドライン(官公庁公害専門資料, 第24巻, 第1号・別冊第1号), 公害研究対策センター, p94 (1989)
- 11) Lynch,K.M. and Smith,W.A.: Pulmonary asbestosis III: Carcinoma of lung in asbesto-silicosis, Am. J. Cancer, Vol.24, pp.56~64 (1935)
- 12) Doll,R.: Mortality from lung cancer in asbestos workers, Brit. J. Industr. Med., Vol.12, pp.81~86 (1955)

- 13) Hammond,E.C., Selikof,I.J. and Seidman,H.: Asbestos exposure, cigarette smoking and death rates, Ann. New York Acad. Sci., Vol.330, pp.473～475 (1979)
- 14) McDonald,J.C.: Asbestos related disease: An epidemiological review. In: Biological effects of mineral fibres, ed. Wagner,J.C., IARC Scientific Publications No.30, Lyon, p590 (1980)
- 15) 厚生省生活衛生局水道環境部水道整備課監修: 水道とアスベスト, 日本水道協会 (1989)
- 16) Wagner,J.C.: Experimental production of mesothelial tumors of the pleura by implantation of dusts in laboratory animals, Nature, Vol.196, pp180～181 (1962)
- 17) Stanton,M.F., Layard,M., Tegerin,A., Miller,E. May,M., Morgan,E. and Smith,A.: Relation of particle dimension to carcinogenicity in amphibole asbestos and other fibrous minerals, J. Natl. Cancer Inst., Vol.67, pp.965～975 (1981)
- 18) Pott,F.: Some aspects on the dosimetry of the carcinogenic potency of asbestos and other fibrous dust, Staub-Reinhalt. Luft Vol.38, pp.486～490 (1978)
- 19) WHO: Asbestos and other natural mineral fibers, Environmental Health Criteria 53, pp.11～15 (1986)
- 20) 福田一男, 神山宣彦: 若干の繊維状鉱物のラット腹腔内投与による発癌性, 産衛誌, 37 巻, pS527 (1995)
- 21) 神山宣彦: 石綿代替品の研究の動向, 労働衛生 pp.18～22 (1994)
- 22) 中央労働災害防止協会: 石綿代替繊維とその生体影響, 中央労働災害防止協会 (1996)
- 23) National Research Council: Risk Assessment in the Federal Government: Managing the process, National Academy Press, Washington,D.C. (1983)
- 24) National Research Council, Committee on Nonoccupational Health Risks of Asbestiform Fibers: Asbestiform fibers－Nonoccupational Health Risks, National Academy Press, Washington,D.C., pp.200～235 (1984)
- 25) WHO: Asbestos and other natural mineral fibers, Environmental Health Criteria 53, pp.116～118 (1986)
- 26) U.S.EPA: Airborne asbestos health assessment update, EPA/600/8-84/003F, PB86-242864 (1986)
- 27) Occupational Safety and Health Administration, U.S. Department of Labor: Occupational exposure to asbestos, tremolite, anthophyllite, and actinolite, Federal Register, Vol.51, No.119, pp.22612～22790 (1986)
- 28) 厚生省大臣官房情報統計部: 第 18 回生命表, 厚生統計協会 (1998)
- 29) 厚生省大臣官房情報統計部: 平成 7 年人口動態統計, 厚生統計協会 (1997)
- 30) WHO Regional Office for Europe: Air quality guidelines for Europe, WHO Regional Publications, European Series; No.23 (1987)
- 31) U.S.EPA: Integrated Risk Information System, <http://www.EPA.gov/iris/subst/0371.htm> (Last updated: 5 May 1998)
- 32) Tengs,T.O., Adams,M.E., Pliskin,J.S., Safran,D.G., Siegel,J.E., Weinstein,M.C. and Graham,J.D.: Five-hundred life-saving interventions and their cost-effectiveness, Risk Analysis, Vol.15, No.3, pp.369～390 (1995)
- 33) Mossman,B.T., Bignon,J., Corn,M., Seaton,A. and Gee,J.B.L.: Asbestos: Scientific developments and implications for public policy, Science, Vol.247, pp.294～301 (1990)
- 34) Peto,J.: Problems in dose-response and risk assessment: The example of asbestos, Banbury report, Vol.9, p96 (1985)
- 35) 村山武彦: アスベストによる居住環境汚染のリスクアセスメントに関する研究, 環境科学会誌, Vol.4, No.2, pp.79～101 (1991)
- 36) Dewees,D.N.: Controlling asbestos in buildings, Resources for the Future, Inc., Washington, D.C. (1986)
- 37) Kishimoto,A.: A comparative analysis of cost-effectiveness of risk reduction policies in Japan, Japanese J. of Risk Analysis, Vol.8, No.2, pp.165～173 (1997)



- 38) Van Houtven,G. and Cropper,M.L.: When is a life too costly to save? The evidence from U.S. environmental regulations, J. of Environmental Economics and Management, Vol.30, pp.348～368 (1996)
- 39) 溝口 勲: 労働の科学, Vol.26, p34 (1971)
- 40) 神山宣彦: 大気中の微小アスベスト粒子の電子顕微鏡による定量(1), 昭和 56 年度環境保全研究成果集, pp.105-1～15, 環境庁企画調整局 (1981)
- 41) 環境庁大気保全局大気規制課: 昭和 60 年・62 年度アスベストモニタリング事業結果報告, In: 環境中のアスベスト対策ガイドライン (官公庁公害専門資料, 第 24 巻, 第 1 号・別冊第 1 号), 公害研究対策センター, pp.37～42 (1989)
- 42) 環境庁大気保全局大気規制課: 平成元年度未規制大気汚染物質モニタリング調査結果, 官公庁公害専門資料, 第 26 巻, 第 2 号, pp.44～55 (1991)
- 43) 環境庁大気保全局大気規制課: 平成 3 年度未規制大気汚染物質モニタリング調査結果, 官公庁公害専門資料, 第 28 巻, 第 2 号, pp.68～87 (1993)
- 44) 環境庁大気保全局大気規制課: 平成 5 年度未規制大気汚染物質モニタリング調査結果, 官公庁公害専門資料, 第 30 巻, 第 3 号, pp.52～55 (1995)
- 45) 環境庁大気保全局大気規制課: 平成 7 年度未規制大気汚染物質モニタリング調査結果, 官公庁公害専門資料, 第 32 巻, 第 2 号, pp.130～133 (1997)
- 46) WHO: Asbestos and other natural mineral fibers, Environmental Health Criteria 53, pp.52～58, pp.134～135 (1986)
- 47) 日本石綿協会: せきめん, 第 647 号, pp.12～13 (1999)
- 48) 自動車工学全書編集委員会編: 自動車工学全書 12 巻 タイヤ、ブレーキ, 山海堂, p224 (1980)
- 49) 中澤 誠, 椎橋文雄, 本多久男, 金子幹宏: 自動車ブレーキ摩擦材からのアスベスト排出について, 大気汚染調査研究報告, 第 32 報, 神奈川県, pp.73～85 (1991)
- 50) 佐藤 泰仁, 溝口 勲: 発癌性粉塵についての研究 プレーキドラム内粉塵中のアスベスト, 東京都衛研年報, Vol.29-1, pp.331～335 (1978)
- 51) 厚生省生活衛生局水道環境部: 最終処分場におけるアスベストの挙動に関する研究報告書 (1989)
- 52) 秋田県: アスベストを含む建設廃材等を処分している最終処分場におけるアスベスト排出実態調査報告書, 平成 6 年度環境庁委託業務 (1995)
- 53) 福岡県: アスベストを含む建設廃材等を処分している最終処分場におけるアスベスト排出実態調査報告書, 平成 6 年度環境庁委託 (1995)
- 54) Schreier,H.: Asbestos in the natural environment, Elsevier B.V. (1989)
- 55) Cunningham,H.M. and Pontefract,R.: Asbestos fibers in beverages and drinking water, Nature, Vol.232, pp.332～333 (1971)
- 56) Millette,J.R., Boone.R. and Rosenthal,M.: Asbestos in cistern water, Environ. Res. Brief, USEPA, Health Effects Res. Lab., Cincinnati (1980)
- 57) Millette,J.R., Clark,P.J., Stober,J. and Rosenthal,M.: Asbestos in Water Supplies of the United States, Environ. Health Perspectives, Vol.53, pp.45～48 (1983)
- 58) 小輪瀬 勉, 坂本明子, 笹野英雄: 水中のアスベスト繊維に関する調査研究, 東京都衛生研究所年報, Vol.39, pp.259～264 (1988)
- 59) U.S.EPA: Ambient water quality criteria for: Asbestos, EPA-440/5-80-022, 162p. (1980)
- 60) Hayward,S.B.: Field monitoring of chrysotile asbestos in California waters, J. American Water Works Assoc., Vol.76, No.3, pp.66～73 (1984)
- 61) Cook,P.M., Glass,G.E. and Tucker,J.H.: Asbestiform amphibole minerals: detection and measurement of high concentrations in municipal water supplies, Science, Vol.185, pp.853～855 (1974)
- 62) Germaine,M. and Puffer,J.H.: Distribution of asbestos in the bedrock of northern New Jersey area,

- Environ.Geol.,Vol.3, pp.337~351 (1981)
- 63) Oliver,T. and Murr,L.E.: An electron microscopic study of asbestiform fiber concentrations in Rio Grande Valley water supplies, J. American Water Works Assoc., Vol.69, pp.428~431 (1976)
- 64) Hallenbeck,W.H., Chen,E.H., Patel-Mandlik,K. and Wolff,A.H.: Precision of analysis for waterborne chrysotile asbestos by transmission electron microscopy, Bull. Environ. Contam. Toxic., Vol.17, pp.551~558 (1977)
- 65) Hesse,C.S., Hallenbeck,W.H., Chen,E.H. and Brenniman,G.R.: Determination of chrysotile asbestos in rainwater, Atmo. Environ., Vol.11, pp.1233~1237 (1977)
- 66) Bacon,D.W., Coomes,O.T., Marsan,A.A. and Rowlands,N.: Assessing potential sources of asbestos fibers in water supplies of S.E.Quebec, Water Res. Bull., Vol.22, pp.29~38 (1986)
- 67) Bales,R.C., Newkirk,D.D. and Hayward,S.B.: Chrysotile asbestos in California surface water: From upstream rivers through water treatment, J. American Water Works Assoc., Vol.76, No.5, pp.66~74 (1984)
- 68) McGuire,M.J., Bowers,A.E. and Bowers,D.A.: Asbestos analysis case history: Surface water supplies in southern California, J. American Water Works Assoc., Vol.74, No.9, pp.470~477 (1982)
- 69) Pitt,R.: Asbestos as an urban area pollutant, J. WPCF, Vol.60, No.11, pp.1993~2001 (1988)
- 70) Bishop,K., Ring,S.J., Zoltai,T., Manos,C.G., Ahrens,V.D. and Lisk,D.J.: Identification of asbestos and glass fibers in municipal sewage sludges, Bull. Environ. Contam. Toxicol., Vol.34, pp.301~308 (1985)
- 71) Patel-Mandlik,K.J., Manos,C.G. and Lisk,D.J.: Identification of asbestos and glass-fibers in sewage sludges of small New York State cities, Chemosphere, Vol.17, pp.1025~1032 (1988)
- 72) Cossette,M., Delvaux,P., Vanha,T., L'Esperence,C. and Belleville,G.G.: Physiological innocuity of asbestos in water, Northeastern Environ. Sci., Vol.5, pp.54~62 (1986)
- 73) 神山宣彦: 大気中の微小アスベスト粒子の電子顕微鏡による定量(3), 昭和 58 年度環境保全研究成果集, pp.103-1~15, 環境庁企画調整局 (1983)
- 74) Kohyama N.: Airborne asbestos levels in non-occupational environments in Japan, In: Non-occupational exposure to mineral fibres, Bignon,J., Peto,J. and Saracci,R. (IARC Scientific Publications No.90) International Agency for Research on Cancer (1989)
- 75) 建設省住宅局建築指導課・建設大臣官房官庁営繕部監督課監修: 既存建築物の吹付けアスベスト粉じん飛散防止処理技術指針・同解説, 日本建築センター (1988)
- 76) 労働省労働基準局安全衛生部化学物質調査課編: 建築物の解体又は改修工事における石綿粉じんへのばく露防止のためのマニュアル, 建設業労働災害防止協会 (1988)
- 77) 環境庁アスベスト飛散防止対策研究会監修: 建築物解体等に係る飛散防止対策マニュアル, ぎょうせい (1999)
- 78) 厚生省水道環境部産業廃棄物対策室監修: アスベスト廃棄物処理ガイドライン, 日本産業廃棄物処理振興センター (1988)
- 79) 厚生省水道環境部産業廃棄物対策室監修: 特別管理廃棄物 I 廃石綿等処理マニュアル, 化学工業日報社 (1992)
- 80) 小林純子: アスベスト廃棄物の飛散性と中間処理について, 清掃技法, 第 15 号, pp.62~79 (1990)
- 81) 日本石綿協会: The Asbestos 一せきめん読本一 (1996)
- 82) Official Journal L207, 06/08/1999 (1999)
- 83) U.S.EPA: Asbestos waste management guidance, EPA/53-SW-85-007 (1985)
- 84) 厚生省生活衛生局水道環境部水道整備課監修: 水道とアスベスト, 日本水道協会, pp.12~13 (1989)
- 85) 水道管理技術センター: 水道の地震対策強化マニュアル, pp.116~121 (1995)

## 第3章 アスベストの測定分析方法

### 3-1 はじめに

アスベストの測定分析方法については現在、表 3.1 に示すように様々な方法が紹介されている。各々の方法の用途や特徴は多様で、そのいずれもが長所と問題点を有する。分析方法の選択は得られたデータに大きな意味を与えるため、目的や状況に応じて適切な分析方法を検討する必要がある。

本章では、アスベスト研究の基礎となる測定分析方法について、文献レビューを中心にまとめることとする。まず、大気中アスベストに関して、位相差顕微鏡（Phase Contrast Microscope; PCM）法や透過型電子顕微鏡（Transmission Electron Microscope; TEM）法を中心に述べる。次に、固体中アスベストならびに水中アスベストの測定分析方法についてまとめる。最後に、大気中アスベストのモニタリングについて、吹付けアスベスト除去対策現場におけるリアルタイムモニタリングの可能性を論じる。

表 3.1 大気・固体・水試料におけるアスベストの測定分析方法

方法	大気	固体	水
光学顕微鏡法 位相差顕微鏡法 ＜PCM 法＞  偏光顕微鏡法 ＜PLM 法＞	定量のみ可 ( <u>JIS<sup>1)</sup></u> , <u>環境庁<sup>2)</sup></u> , <u>労働省<sup>3)</sup></u> , <u>NIOSH<sup>4)</sup></u> , <u>OSHA<sup>5)</sup></u> , <u>ILO<sup>6)</sup></u> , <u>WHO<sup>7)</sup></u> , <u>ISO<sup>8)</sup></u> ) 定性のみ可	簡易法として分散染色法によって定量可 ( <u>労働省<sup>9)</sup></u> )  定性・定量可 ( <u>EPA<sup>11)</sup></u> )	簡易法として定量可 ( <u>厚生省<sup>10)</sup></u> )  —
電子顕微鏡法 走査型電子顕微鏡法 ＜SEM 法＞ 透過型電子顕微鏡法 ＜TEM 法＞	定性・定量可 ( <u>JIS<sup>1)</sup></u> ) 定性・定量可 ( <u>JIS<sup>1)</sup></u> , <u>環境庁<sup>12)</sup></u> , <u>EPA<sup>13)</sup></u> , <u>NIOSH<sup>14)</sup></u> , <u>ISO<sup>15,16)</sup></u> )	定性・定量可  定性・定量可 ( <u>EPA<sup>11)</sup></u> )	定性・定量可  定性・定量可 ( <u>厚生省<sup>10)</sup></u> , <u>EPA<sup>17,18)</sup></u> )
光散乱式繊維状粒子測定法 ＜FAM 法＞	定量のみ可	—	—
X 線回折法	高濃度の場合は定性・定量可、ただし質量濃度表示 ( <u>労働省<sup>3)</sup></u> )	定性・定量可 ( <u>労働省<sup>9)</sup></u> , <u>EPA<sup>11)</sup></u> )	—

注：（ ）内は公定法などとして定めている機関であり、下線は各機関において主たる方法としていると筆者が認めたもの

### 3-2 大気中アスベストの測定分析方法

大気中アスベストの測定法については、従来、作業環境測定を目的として PCM 法が広く使用されてきた。1980 年代後半より一般環境など作業環境以外においてもアスベスト測定の必要性が高まるとともに、アスベストの定性分析が可能な方法が必要とされる場合も生じてきた。アスベストの定性分析が可能な TEM の使用は、米国では 1950 年代と早くから研究<sup>19)</sup> が開始され、日本でも神山<sup>12,20,21)</sup>によって一般環境大気中アスベストの TEM 分析結果が蓄積されるようになってきた。

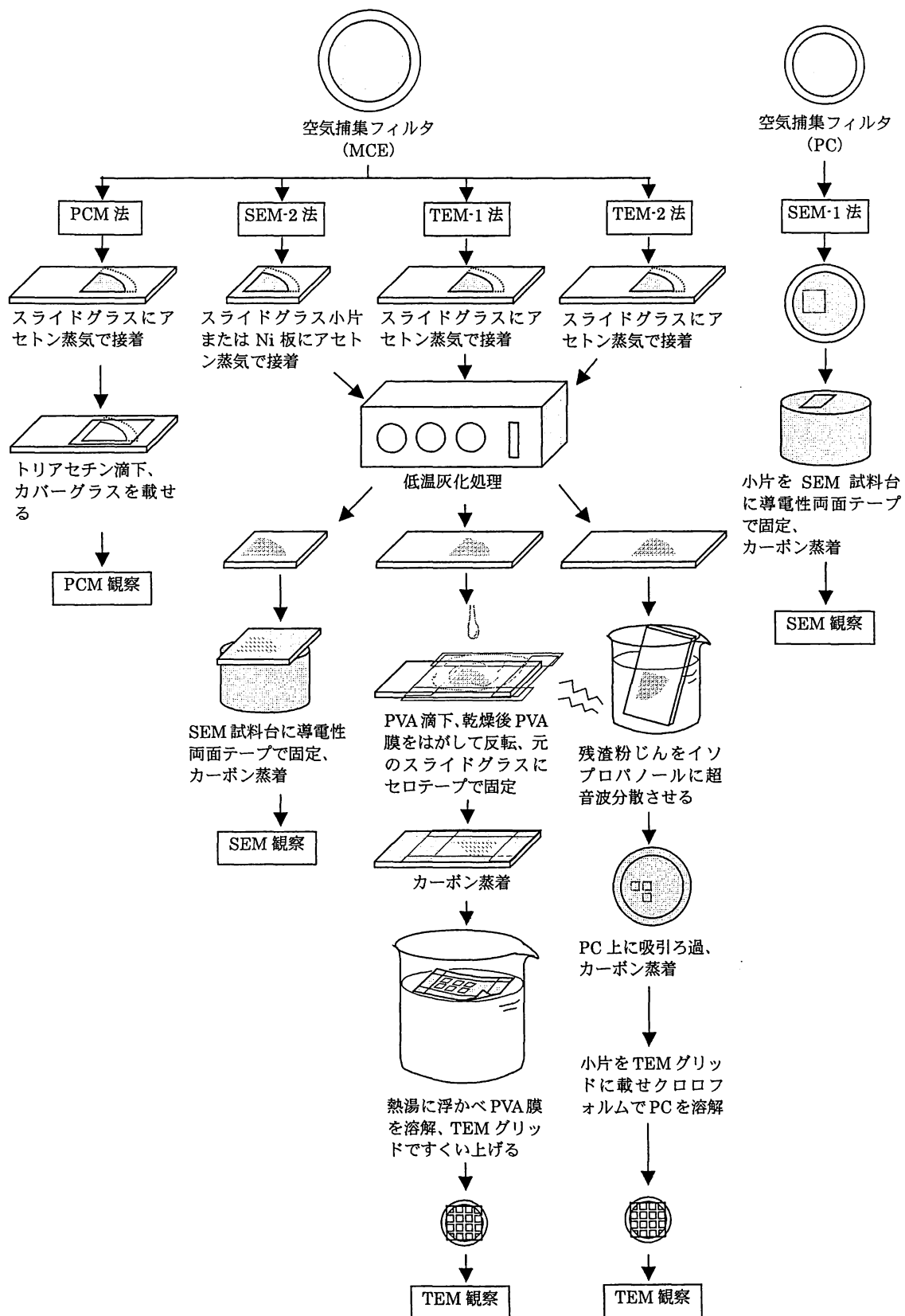


図 3.1 JIS K3850「空気中の繊維状粒子測定方法」における各前処理方法の概要 (JIS<sup>1)</sup>及び神山ら<sup>22)</sup>の文献をもとに作成したもの)

表 3.2 JIS K3850「空気中の繊維状粒子測定方法」の概要  
(JIS<sup>1)</sup>及び神山ら<sup>22)</sup>の文献を修正したもの)

	位相差顕微鏡法 (PCM 法)	走査型電子顕微鏡法 (SEM 法)		透過型電子顕微鏡法 (TEM 法)	
使用する 装置	位相差顕微鏡	走査型電子顕微鏡と エネルギー分散型 X 線分析器		透過型電子顕微鏡と エネルギー分散型 X 線分析器	
フィルタ の種類	メンブラン フィルタ	ポリカーボネ ートフィルタ	メンブランフィルタ		
前処理方 法	アセトン・トリ アセチン法	SEM-1 法 (ポリカーボネ ート法)	SEM-2 法 (低温灰化法)	TEM-1 法 (直接法=PVA カーボン抽出法)	TEM-2 法 (間接法=懸 濁・再ろ過法)
対象適用 と方法の 特徴 (参 考)	位相差顕微鏡を 用いて長さ 5μ m 以上で幅 3μ m 未満、アスペ クト比 3 以上の 粒子を繊維とし て計算する。比 較的簡便な方法 で世界各国で標 準的アスベスト 測定法として用 いられている。	フィルタの取扱 いにやや難があ るが、顕微鏡像は 観察しやすく計 数が楽である。ま た、化学成分から ある程度繊維の 種類の同定がで きる。	PCM と同様な状 態で観察でき、か つフィルタが消 失するので、繊維 が見やすくなる。 光学顕微鏡及び TEM 法と同一フ ィルタの観察が できる。また、化 学成分からある 程度繊維の種類 の同定ができる。	光学顕微鏡で観 察できる同等の 大きさのアスベ スト及び繊維粒 子も効率的に測 定ができる。観察 視野は極めて見 やすく化学成分、 結晶構造から、ア スベスト繊維の 種類までほぼ同 定できる。	左の特徴の他に、 試料処理時に視 野ごとの繊維数 の調整ができる ので、試料採取の 制約を少なくす ることができる。 比較的濃度の低 い環境での測定 に適している。

このような状況で、国内では PCM、TEM、さらに走査型電子顕微鏡（Scanning Electron Microscope; SEM）による大気中のアスベストを含む繊維状粒子の測定法が 1995 年に JIS K3850<sup>1)</sup>に指定された。これは測定の対象をアスベストに限らず空気中の繊維状粒子一般に広げた上で、空気清浄装置の性能測定その他のコンタミネーションコントロール関連の目的で設定されたものであるが、作業環境から一般環境まで幅広い目的に準用されることも想定されている。表 3.2 に JIS K3850 の概要を、図 3.1 に前処理方法の概要をそれぞれ示すとおり、JIS K3850 においては 5 種類（PCM、TEM 及び SEM が各 2 種類）の測定分析方法が紹介されている。

### 3-2-1 位相差顕微鏡法（PCM 法）

PCM 法は X 線回折法とともに、我が国の作業環境測定基準に伴うアスベスト測定法として指定され、その具体的な方法は作業環境測定ガイドブック<sup>3)</sup>などに記されている。また、1980 年代後半より一般環境大気中のアスベスト濃度測定法としても使用されることが多くなり、そのために環境庁からはアスベストモニタリングマニュアル<sup>2)</sup>が示された。このマニュアルと同じ方法は 1989 年に環境庁告示第 93 号で「石綿に係る特定粉じんの濃度の測定法」<sup>12)</sup>に定められ、同年に改正された大気汚染防止法に基づく特定粉じん発生施設（アスベスト製品製造工場など）の敷地境界濃度測定のために用いられることになった。

さらに、1995 年には「空気中の繊維状粒子測定方法」として JIS K3850 が定められた。これは測定の対象をアスベストに限らず空気中の繊維状粒子一般に広げた上で、空気清浄装置の性能測定その他のコンタミネーションコントロール関連の目的で設定されたものであるが、作業環境から一般環境まで幅広い目的に準用されることも想定されている。

また、海外では、米国において国立労働安全衛生研究所（National Institute for Occupational Safety and Health; NIOSH）<sup>4)</sup>や労働安全衛生局（Occupational Safety and Health Administration; OSHA）<sup>5)</sup>が PCM による具体的方法を示している。NIOSH の Method 7400 という方法は、学校などの吹付けアスベスト除去に伴って発生する大気中アスベスト濃度を測定のための TEM 法に準ずる測定法として指定されている<sup>13)</sup>。なお、ILO<sup>6)</sup>、WHO<sup>7)</sup>、ISO<sup>8)</sup>などの国際機関も PCM

法をアスベストの標準的な測定法として定めている。これらの海外における PCM 法は、日本の多くの場（作業環境や一般環境）の測定とは異なり、個人サンプラーによる暴露濃度の測定である。

#### (1) 原理・方法<sup>1,12)</sup>

PCM 法とは、セルロースエステル製のメンブランフィルタ上に大気中のアスベスト粉じんを捕集し、このフィルタを不揮発性の浸液で透明化したプレパラートを作製後、PCM を用いてアスベストの濃度を計測する方法である。PCM は被検体の光学的厚さ（屈折率と厚さの積）の差を明暗の差に変えて識別できるようにした顕微鏡である。通常の顕微鏡では、無色透明で屈折率や厚みのみが異なる物体（位相差物体）は、その部分を通る光と周囲を通る光との間には位相の差しかないので、明瞭に見ることはできない。PCM は環状絞りと位相板によってこの位相の差を明暗の差に変え、透明なものまで見えるようにしたものである。

メンブランフィルタの屈折率はおよそ 1.5 であるため、フィルタを屈折率 1.5 前後の不揮発性の浸液に浸すとフィルタが透明になり、一般の粒子は計数が可能となる。ここで PCM を使用して、繊維状に見える粒子を計数する。

アスベスト濃度[f/L]の計算については、計数した視野に存在するアスベスト繊維数[f]が、その視野を通過した吸引空気量[L]の空気中存在していたとして、次式に従って行う。

$$F = \frac{A \cdot N}{a \cdot V \cdot n}$$

F : アスベスト濃度[f/L]  
A : 採塵有効面積[mm<sup>2</sup>]  
a : 計数した視野の面積[mm<sup>2</sup>]  
N : 計数したアスベスト繊維数[f]  
V : 吸引空気量[L]  
n : 計数した視野数[-]

表 3.3 には、JIS を含む様々な機関から出された PCM の前処理や計数の諸条件を示す。これより、多くの方法では、孔径 0.8 μm 程度のメンブランフィルタに大気を捕集し、PCM によって倍率 400 倍で、長さ 5 μm 以上、幅 3 μm 未満、アスペクト比（長さとの幅の比）3 以上のアスベスト繊維を計数するとしている。

サンプリング流量については、一般に個人サンプラーでは 1L/min 前後、場の測定ではそれよりやや高めに設定されることが多い。吸引空気量については、一般環境の場合は環境庁法によって 2,400L (=10L/min×240min)、作業環境などの場合はこれより少ない量を、フィルタ上の繊維数によって指示しているものがほとんどである。JIS K3850 でもこれらの条件を、目的に応じて設定するように指示し参考例を挙げている。

なお、環境庁告示第 93 号法<sup>2)</sup>やアスベストモニタリングマニュアル<sup>12)</sup>では、PCM で測定した繊維数から、生物顕微鏡（位相板を用いずに通常の光学顕微鏡として使用した場合）で測定した繊維数を除外することによって、屈折率が 1.5 前後であるクリソタイルのみを計数しようとしている。これは一般環境中に存在する他の繊維状粉じんを除くためであるが、他の方法では採用されなくなっている。この問題については、(2)で議論する。

表 3.3 各種の PCM によるアスベスト測定方法の概略（神山ら<sup>22)</sup>の文献をもとに一部修正したもの）

	JIS K3850 <sup>1)</sup> (1995)	環境庁告示 第 93 号法 <sup>2)</sup> (1989)	労働省作業 環境測定法 <sup>3)</sup> (1990)	日本石綿協 会法 <sup>23)</sup> (1984)	NIOSH Method7400 <sup>4)</sup> (1989)	OSHA 法 <sup>5)</sup> (1991)	ILO 法 <sup>6)</sup> (1984)	WHO 法 <sup>7)</sup> (1997)	ISO 8672 <sup>8)</sup> (1993)
対象環境	(1)	(2)	作業環境	作業環境	(3)	作業環境	作業環境	作業環境	作業環境
捕集フィルタの 種類	MCE(4)	MCE	MCE	MCE	MCE	MCE	MCE/MCN	MCE	MCE/MCN(5)
同直径[mm]	(6)	47	47/25/13	47/25	25	25	25	25	25
同孔径[μm]	(6)	0.8	0.8	0.8	0.45~1.2	0.8~1.2	1.2	0.8~1.2	0.8
フィルタ上の格 子の有無	-(7)	-	-	有	-	-	有	-	有
サンプリング流 量	(8)	10L/min (A)(9)	1.5~5 cm/sec(A) または 200mL×10 回以上(10)	1~1.5 L/min(A)	0.5~16 L/min(P)(11) (12)	0.5~2.5 L/min(P) 最低 25L 最大 1200L	1L/min(P) (13)	0.5~16 L/min(P)	1L/min(P) または 4cm/sec
サンプリング時 間	(8)	4 時間	10 分以上	15~30 分	(12)	(12)	(13)	(14)	10 分以上(8)
フィルタ上の繊 維 数 範 囲 [f/mm <sup>2</sup> ]	-	-	-	-	100~1,300	100~1,300	40~800	100~650	50~650
フィルタの処理 方法	AT 法(15)	AT 法/PO 法	AT 法/PO 法 (16)	AT 法	AT 法	AT 法	AT 法	AT 法	AT 法
顕微鏡の倍率 (17)	×400	×400	×400	×400	×400	×400	×400	×400~600	×400
計数繊維の長さ [μm]	≥5	≥5	≥5	≥5	≥5	≥5	≥5	≥5	≥5
同幅[μm]	<3	<3	<3	-	-	-	<3	<3	<3(18)
同アスペクト比	≥3	≥3	≥3	≥3	≥3	≥3	≥3	≥3	≥3
計数繊維数	100 本以上 または 50 視野以上	200 本以上 または 50 視野	200 本以上 または 50 視野以上	200 本以上 または 50/20 視野以 上	100 本 または 20 視野以上 100 視野以下	100 本 または 20 視野以上 100 視野以下	100 本 または 20 視野以上 100 視野以下	100 本 または 20 視野以上 200 視野以下	100 本 または 20 視野以上 100 視野以下
その他		(19)						(20)	

(1) 空気清浄装置の性能測定、排気の制御、その他のコンタミネーションコントロール関連、その他作業環境から一般大気までの様々な状況の浮遊繊維測定に適用可能

(2) 大気汚染防止法に基づく特定粉じん発生施設（アスベスト製品製造工場など）の敷地境界濃度の測定

- 3) 作業環境だが、EPA が小規模施設の対応措置終了確認のためにも適用している
- 4) セルロースエステル製メンブランフィルタ
- 5) セルロースナイトレート製メンブランフィルタ
- 6) 指定なし、ただし捕集効率が  $0.3\mu\text{m}$  の粒子に対し 99% 以上のもの
- 7) 特に指定なし
- 8) 目的に応じて設定、参考例あり
- 9) 場の測定の場合(A)
- 10) 手動ポンプ使用の場合
- 11) 個人サンプラーの場合(P)
- 12) 捕集繊維が  $100\sim 1300\text{f/mm}^2$  になるように流量及びサンプリング時間を調節する
- 13) 最低  $40\text{f/mm}^2$ 、最大  $800\text{f/mm}^2$  の繊維の捕集が必要
- 14) 捕集繊維が  $100\sim 650\text{f/mm}^2$  になるように流量及びサンプリング時間を調節する
- 15) アセトン・トリアセチン法
- 16) フタル酸ジメチル・しゅう酸ジエチル法
- 17) 対物レンズ 40 倍、接眼レンズ 10 倍の組み合わせ
- 18) アスベスト繊維特有の構造を持たない幅  $1\mu\text{m}$  以上の繊維を除外
- 19) 生物顕微鏡によって計数された繊維の数をアスベスト（クリソタイル）でないとして除外
- 20) 繊維の計数において、視野内のある繊維の端(end)を数え 2 で割って繊維数とする



## (2) 特徴

PCM は低コストと測定の簡便さという長所を有することから、アスベストを含む繊維状物質の測定法として国内外で最も広く普及している。ただし、同時に、装置の性能上の限界から、以下のような課題も有している。

まず、ほとんどの方法が採用している「長さ  $5\mu\text{m}$  以上、幅  $3\mu\text{m}$  未満、アスペクト比が 3 以上」という計数する繊維のサイズについてである。WHO<sup>24)</sup>は吸入性アスベスト繊維の幾何学的直径の上限は  $3\mu\text{m}$  としているが、Stanton ら<sup>25)</sup>や Pott<sup>26,27)</sup>は長くて細い繊維ほど発がんポテンシーが高く、特に長さ  $8\mu\text{m}$  超、幅  $0.25\mu\text{m}$  未満の発がん性が最も大きいとしている。しかしながら、位相差顕微鏡で観察できる繊維の最小幅について、Rooker<sup>28)</sup>は  $0.15\mu\text{m}$ 、神山ら<sup>22)</sup>によれば  $0.3\sim 0.4\mu\text{m}$  であり、これより細い繊維を見逃すことになる。

次に、PCM では繊維の定性分析が不可能とされる点である。前述のように、環境庁のアスベストモニタリングマニュアルでは屈折率によってアスベストの識別を試みているが、これはクリソタイル以外の屈折率が 1.7 前後であるクロシドライトやアモサイトを計数しない上に、屈折率 1.5 前後のアスベスト以外の繊維（紙の繊維など）を計数してしまうことになり、確実な定性分析方法とは言えない。また、最近ではアスベスト以外の繊維状粒子に対する測定の要請も高まっており、アスベストのみを測定する意義は、以前と比較すると薄らぎつつある。

PCM 法の簡便さは現在でも重視すべきものであり、作業環境や、予め大気中の繊維状粒子の構成がほぼ判明している場合などには十分にその役割が期待される。ただし、より細い繊維の測定や定性分析が必要なときなどには、後述する TEM などによる分析が必要になるろう。

### 3-2-2 透過型電子顕微鏡法（TEM 法）

TEM 法は、時間とコストと手間がかかるが、定性分析及び微小アスベストの分析が可能という点で最も信頼できる方法とされている。また、大気以外でも水や固体などに存在するアスベストの分析ができるので、非常に有用な方法である。

TEM を用いたアスベストの測定分析は、Lynch ら<sup>19)</sup>など海外では 1970 年代初頭に早くから注目され、米国では 1987 年にアスベストの危険性に対する緊急対応法（Asbestos Hazard Emergency Response Act; AHERA）によって、建材除去などの対応措置終了（清浄化）の確認のために TEM による測定が義務づけられた（面積  $160\text{ft}$  または長さ  $260\text{ft}$  以下の場合には PCM 法で可）<sup>29)</sup>。また、作業環境測定のため、NIOSH による Method7402<sup>14)</sup>という方法が 1989 年に定められている。

国内においては、神山<sup>30)</sup>が 1980 年代初頭から TEM によるアスベストの測定分析に関する研究を開始した。この成果が活かされる形で、1988 年には環境庁のアスベストモニタリングマニュアル<sup>12)</sup>において TEM 法が PCM 法とともに示された。さらに、神山<sup>31)</sup>が新たに提案した TEM の具体的な方法が 1995 年には JIS K3850<sup>1)</sup>の中で定められたが、この中では前処理方法として直接法（TEM-1 法）と間接法（TEM-2 法）の 2 種類を示しているのが特徴となっている。

以上のような各種の TEM による測定分析方法の概略は、一覧として表 3.4 に示す。

#### (1) 原理<sup>1)</sup>

PCM を含む光学顕微鏡が可視光線を用いて結像するのに対して、電子顕微鏡は比較的高いエネルギーをもった電子線を有する。可視光線の場合はガラスレンズを用いて像の拡大ができるが、電子線の場合は強い磁場が必要である。また、電子線を通過させるために、試料を含む全ての光路を真空にする必要がある。

電子銃で発生し、収束レンズによって収束され、試料面上に照射された電子線は試料を透過する。透過した電子線には、試料の形態を反映した透過像と、試料内部の原子配列を反映した電子線回折像が含まれている。透過像や電子線回折像は蛍光板上に投影され、観察可能となる。

表 3.4 各種の TEM によるアスベスト測定分析方法の概略（神山ら<sup>22)</sup>の文献をもとに一部修正したもの）

	JIS K3850 <sup>1)</sup> TEM-1 法 (1995)	JIS K3850 <sup>1)</sup> TEM-2 法 (1995)	環境庁アスベ ストモニタリング マニュアル <sup>12)</sup> (1988)	EPA <sup>13)</sup> AHERA 法(1987) ≒NIOSH 法	NIOSH <sup>14)</sup> Method7402 (1989)	ISO10312 <sup>32)</sup> (1993)	ISO13794 <sup>33)</sup> (1994)
対象環境	(1)	(1)	(2)	(4)	作業環境 (PCM の補完) MCE	(3)	作業環境
フィルタの種類	MCE(5)	MCE+PC(6)	MCE+PC	MCE/PC		PC/MCE/CN(7)	MCE/PC+PC/MCE
フィルタの直径 と孔径	(8)	(9)	(10)	(13)	(13)	(11)	(12)
サンプリング流 量[L/min]また は 流 速 [cm/sec]	(14)	(14)	10L/min	0.5～16L/min	0.5～16L/min	4.0～25cm/sec	4.0～70cm/sec
サンプリング時 間	(14)	(14)	4 時間	(15)	(15)	(14)	(14)
フィルタ上の繊 維数[f/mm <sup>2</sup> ]	—	—	—	100～1,300	100～1,300	—	—
前処理方法（低 温灰化）	有	有	有	有（MCE） 無（PC）	無	不明	不明
前処理方法	PVA・カーボン抽 出法 （直接法）	懸濁・再ろ過法 （間接法）	懸濁・再ろ過法 （間接法）	フィルタ直接消 去法 （直接法）	フィルタ直接消 去法 （直接法）	フィルタ直接消 去法 （直接法）	懸濁・再ろ過法 （間接法）
TEM グリッド サイズ	指定なし	指定なし	200mesh	200mesh	200mesh	指定なし	指定なし
計数網目数・繊 維数	(14)	(14)	3～5	最低 10 網目	最低 40 網目 または 100 本	(14)	(14)
計数繊維サイズ	(16)(17)	(16)(17)	(18)	長さ 0.5 $\mu$ m 以上、 アスペクト比 5 以 上	(16)	(16)(18)	(16)(18)
観測倍率	×1,000～2,000 (16), ×10,000～40,000 (17)	×1,000～2,000 (16), ×10,000～40,000 (17)	×20,000～30,000	×15,000～20,000	×500～1,000 (16), ×10,000 (サイズ計測時)	×5,000(16), ×10,000(18)	×5,000(16), ×10,000(18)
EDS 分析・SAED 分析の指示	有	有	有	有	有	有	有

- (1) 空気清浄装置の性能測定、排気の制御、その他のコンタミネーションコントロール関連、さらに作業環境から一般大気までの様々な状況の浮遊アスベスト測定に適用可能
- (2) 明示されていないが、一般環境の測定や、大気汚染防止法に基づく特定粉じん発生施設（アスベスト製品製造工場など）の敷地境界濃度の測定のために、PCM とともに用いられるとみられる
- (3) 建物内から一般大気までアスベストがあると見られる幅広い環境空気中の浮遊アスベストの測定に適用可能
- (4) 公立・私立学校内のアスベスト建材の除去・封じ込め・囲い込みの終了確認
- (5) セルロースエステル製メンブランフィルタ
- (6) ポリカーボネートフィルタ
- (7) セルロースナイトレート製メンブランフィルタ
- (8) 指定なし、ただし捕集効率が  $0.3\mu\text{m}$  の粒子に対し 99% 以上のもの
- (9) MCE は(6)と同じ、PC は孔径  $0.4\mu\text{m}$ 、直径 25mm のもの
- (10) MCE:直径 47mm、孔径  $0.8\mu\text{m}$ 、PC:直径 25mm、孔径  $0.4\mu\text{m}$
- (11) 直径 25~50mm、孔径  $0.4\mu\text{m}$ (PC)または  $0.45\mu\text{m}$ (MCE と CN)
- (12) 空気捕集用の最初の MCE/PC は(8)と同じ、次の懸濁液捕集用 PC/MCE は  $0.2\mu\text{m}$ ~ $0.22\mu\text{m}$  の孔径のもの
- (13) 直径 25mm、孔径  $0.45\mu\text{m}$ ~ $1.2\mu\text{m}$
- (14) 目的に応じて設定、参考例あり
- (15) 繊維数が  $100\sim 1,300\text{f}/\text{mm}^2$  になるように調節する
- (16) PCM 法により観察される繊維と同等の繊維(長さ  $5\mu\text{m}$  以上、幅  $0.25\sim 3\mu\text{m}$ 、アスペクト比 3 以上)
- (17) 幅  $3\mu\text{m}$  未満で長さ  $5\mu\text{m}$  以下の繊維を含む（この場合は計数下限サイズは明示すること）
- (18) 全てのアスベスト繊維

## (2) 器具・用品

TEM によるアスベストの測定分析に必要な器具・用品は JIS K3850 などに記されているが、ここでは主なもののみ記す。

### ① 透過型電子顕微鏡 (TEM)

JIS K3850 によれば、加速電圧 80~100kV、倍率 1,000~100,000 倍、分解能 1nm を満たす TEM であって、エネルギー分散型 X 線分析器 (Energy Dispersive X-ray Spectrometer; EDS) を装着したものが要求されている。

### ② ニュークリポアフィルタ

ポリカーボネート製薄膜に、中性子によって直径 0.02~2.0  $\mu\text{m}$  の均一な微細孔が開けられているフィルタである。

### ③ TEM グリッド

試料をカーボン膜によって保持し、TEM で観察するための直径 2mm 強の円形グリッドである。Cu または Ni 製の 200 メッシュのグリッドを使用する。網目 (メッシュ) の形と面積はグリッドの種類によって異なり、特に定量分析を行う際には必ずグリッド全体の写真を撮り、網目の面積を計算する必要がある。200 メッシュの場合、網目の面積は通常 0.0081mm<sup>2</sup> か 0.01mm<sup>2</sup> 程度である。

電子線の試料透過能力は一般に加速電圧によって変わり、100kV の場合は 1  $\mu\text{m}$  以下、通常 1000Å (0.1  $\mu\text{m}$ ) くらいの試料の厚さが適当である。

### ④ Jaffe Washer (フィルタ溶解装置)

JIS K3850 における TEM-2 法や EPA の AHERA 法、NIOSH の Method7402 などを用いる。

シャーレ内にスライドガラスを数枚ほど重ね、それを定性ろ紙と金網で包む。その上に TEM グリッドを並べてのせる。シャーレ内に定性ろ紙の端が浸かるくらいクロロフォルムを注いだら、Jaffe Washer の完成である。グリッド上のニュークリポアフィルタは、定性ろ紙に染み込んだクロロフォルムにより溶解除去される。EPA の AHERA 法や NIOSH の Method7402 では、メンブランフィルタを溶解するための溶媒としてアセトン (EPA の AHERA 法では Burdett and Rood<sup>34)</sup> による溶媒 = ジメチルホルムアルデヒド 35%、氷酢酸 15%、水 50% = も可) を使用するなど、各種の変法が存在する。

## (3) 前処理方法 (標本の作製方法)

TEM 法では物体を透過・回折した電子線を蛍光板上で観察するので、粉じんを電子線が透過できるような極めて薄い支持膜に移す必要がある。この際の前処理方法には、大別して直接法と間接法の 2 種類がある。

直接法はメンブランフィルタまたはニュークリポアフィルタ上に捕集された粉じんを、溶媒へ再分散せずに TEM グリッド上に移行する方法である。EPA の AHERA 法に代表される一般的な直接法では、捕集したメンブランフィルタをアセトンで破壊した後に低温灰化する。灰化によって露出した粉じんをカーボン蒸着によってカーボン層にトラップし、一辺 3mm 程度の小片を Jaffe Washer 内に並べた TEM グリッド上に載せる。フィルタの残りは Jaffe Washer 内の溶媒によって溶解除去され、TEM グリッド上のカーボン層の薄膜に支えられた粉じんが残って TEM 分析用試料が完成する。(NIOSH の Method7402 も 1989 年の改定まで同様の方法であり、改定後に灰化は省略されたが、その理由は不明である。<sup>35)</sup>) また、JIS K3850 の直接法 (TEM-1 法) は図 3.1 に示しているが、ポリビニルアルコール (PVA) の膜に一旦固定することが特徴である。

間接法はメンブランフィルタ上に捕集された粉じんを、溶媒中へ分散させてから TEM グリッド上に移行する方法である。JIS K3850 の間接法 (TEM-2 法) や環境庁のアスベストモニタリングマニュアルでは、捕集したメンブランフィルタをアセトンで破壊した後に低温灰化する。灰化後の試料はビーカーに入れたイソプロパノール中にこすり落とし、超音波分散させた後、ニュークリポアフィルタ上にろ過する。ニュークリポアフィルタはカーボン蒸着を施し、一辺

3mm 程度の小片を Jaffe Washer 内の TEM グリッド上で載せる。溶媒によって溶解除去され、TEM グリッド上のカーボン層の薄膜に支えられた粉じんが残って TEM 分析用試料が完成する。

間接法の長所は採取した粉じんを溶媒から再ろ過させる際に希釈または濃縮により粉じん量を調整できるため、一般環境のような低濃度すなわち大容量の大気や、粒子負荷の大きい試料の分析に適するとされている<sup>35)</sup>。ただし、試料を再ろ過させたニュークリボフィルタの取扱いの際に粉じんのロスが生じる不確実性や、超音波分散の過程で粒度分布が変化するという問題も指摘されていた。Breysse<sup>35)</sup>は、初期には低濃度の一般環境測定のためには間接法が用いられてきたが、近年は技術の向上によって直接法が受け入れられるようになってきたと述べている。なお、筆者が従来行ってきた前処理方法は、低温灰化や超音波分散による試料の変化を最小限に抑えるよう配慮しながら、環境庁のアスベストモニタリングマニュアルによる間接法に従うことが多かった。

#### (4) 定性分析方法

計数を行うべき繊維の大きさ(下限サイズ)について決定した後、アスベストの同定を行う。一般にアスベストの同定は、透過像の形態による観察、エネルギー分散型 X 線分析器 (Energy Dispersive X-ray Spectrometer; EDS)、及び制限視野電子線回折 (Selected Area Electron Diffraction; SAED) の 3 つを組み合わせで行う。

形態からはクリソタイルが判定できるとされている<sup>1)</sup>。クリソタイルは、太さ 10~20nm の中空のストロー状繊維またはその束状繊維として存在している。ただし、場合によっては、粘土鉱物で管状繊維であるハロイサイトとの識別を行うために、後述の EDS によってクリソタイルの Si と Mg のピークを示すことを確認する必要がある。

EDS は、試料に電子線を照射した際に発生する特性 X 線のスペクトルから、細い単繊維に対しても、元素組成を知ることができるものである。EDS を装着した電子顕微鏡は分析電子顕微鏡 (Analytical Electron Microscope; AEM) と呼ばれる。アスベストの EDS スペクトルの例を図 3.2 に示す。

SAED は電子線の結晶格子の網平面での反射 (回折) を利用し、得られた電子線回折パターン (環, 斑点) により、結晶質物質の結晶構造を調べるものである。最近では、制限視野絞りで試料領域を限定する必要のない TEM が開発されたとして、JIS K3850 では ED と称している。

以上の 3 つの組合せによる同定の特徴ならびに限界については、各研究者間で見解がやや異なるため、表 3.5 に整理して示した。表から、形態の観察、SAED 及び EDS の 3 つの組合せが繊維の同定に最もよいことには異論がないようである。問題は角閃石とアスベスト以外との識別、あるいは角閃石相互の識別である。前者は形態だけではほぼ不可能であり、SAED と EDS のどちらかが必要である。後者、すなわち、主にクロシドライトとアモサイトとの識別については、海外の多数の研究者<sup>36,37,38,39)</sup>は EDS に対して概して否定的であるのに対して、神山<sup>40)</sup>や JIS では EDS で Na のピークの有無を見ることによってクロシドライト (Si と Fe の強いピーク、Mg と Na の弱いピーク) とアモサイト (Si と Fe の強いピーク、Mg の弱いピーク) が識別可能としている。これは、EPA を含めて多数の研究者が Cu 製の TEM グリッドを使用しているために、Cu のピークが Na のピークと重なるためであると考えられる。また、分解能の高い EDS では Cu と Na のピークの識別もある程度可能ともされている。JIS K3850 では、アスベストの種類の識別・同定には EDS スペクトルを得るだけで十分と結論づけている。

このように本研究でも、形態と EDS のみでアスベストの同定は十分可能との立場に立ち、SAED が作業性に劣ることなども考慮して、形態観察と EDS スペクトルのみを用いることとした。

表 3.5 SAED や EDS を用いた定性分析の効果に関する各研究者の見解

研究者	EDS	SAED	結論, その他
Anderson ら <sup>36)</sup>	クリソタイルか角閃石かの同定に有用、なくてもよい	クリソタイルか角閃石かの同定に必要	—
Schreier 編 <sup>37)</sup> (Chatfield ら多数)	角閃石相互の識別は不可	角閃石相互の識別は困難	形態/SAED/EDS の組合せが繊維の同定には最高 いずれか1つでは限界
Lippy ら <sup>38)</sup>	—	クリソタイルか角閃石かは明白、 セルロースやガラスファイバのような非結晶質は対象外	—
Cryberg <sup>39)</sup>	—	—	形態/SAED/EDS でアスベストか否かの識別は完璧で唯一の方法
神山 <sup>40)</sup>	角閃石相互の識別は可能	角閃石相互の識別は困難	形態/SAED/EDS の内いくつかの組合せで繊維の同定は可能

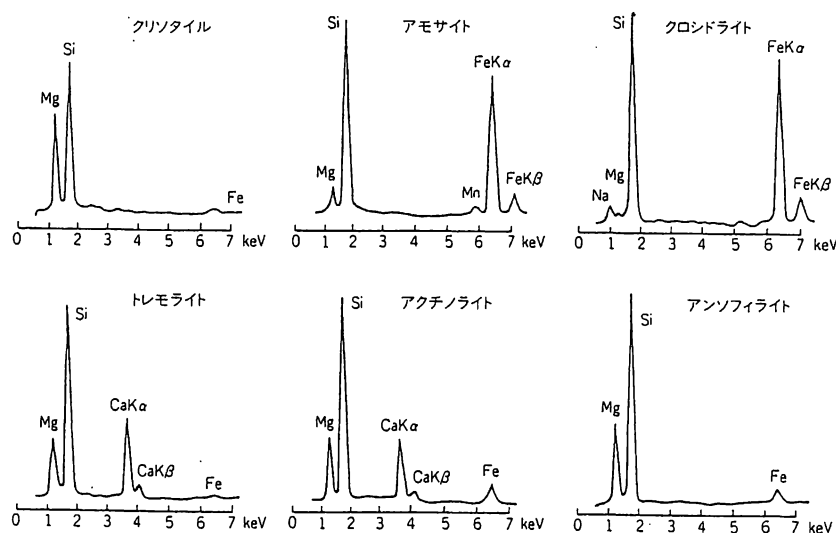


図 3.2 アスベストの EDS スペクトル<sup>1)</sup>

## (5) 定量分析方法

### ① 繊維数濃度

TEM グリッドの中からランダムに網目を選んで各網目をくまなく探索し、アスベストを同定、計数する。計数した後、次式によってアスベスト繊維数濃度を計算する。

$$F = \frac{A \cdot N}{a \cdot n \cdot V}$$

F : 繊維数濃度[f/L]

A : フィルタの有効ろ過面積 (採じん径 17mm で 227mm<sup>2</sup>/35mm で 962mm<sup>2</sup>)

a : 1 網目の面積 (筆者の経験では 0.0081mm<sup>2</sup> または 0.0090mm<sup>2</sup>)

N : 計数した繊維数[f]

n : 観察した網目数[-]

V : 吸引空気量[L]

筆者が実施した場合は、環境庁のアスベストモニタリングマニュアル<sup>12)</sup>及び神山<sup>40)</sup>の方法に概ね従って、倍率およそ 30,000 倍で 5 つの網目を計数した。表 3.4 に示しているように、最近の JIS K3850 や NIOSH、ISO では、10,000 倍程度の倍率を認めている場合も多く、PCM 法で観察される長繊維に対してはより低倍率での計数を認めている。

計数を行う網目の数は、次式によって得られる必要な定量下限（観察した全視野にアスベストが 1 本だけ存在したと仮定した場合の 95%信頼限界の上限）を考慮して決定される。

$$S = 2.645 \times \frac{A}{a \cdot n \cdot V}$$

S : 繊維数濃度[f/L]

例えば、 $A=962\text{mm}^2$ 、 $a=0.0081\text{mm}^2$ 、 $V=2,400\text{L}$  のとき、網目数 5 の場合は定量下限 26f/L、網目数 10 の場合は定量下限 13f/L が得られる。

## ② 質量濃度

質量濃度の計算式は、JIS K3850、環境庁、EPA の AHERA 法及び NIOSH Method7402 などによって示されていない。しかしながら、長さや幅から一本あたりの平均質量を求めれば、繊維数濃度を乗じることによって質量濃度に換算されるという点で、固体や水の試料の場合と同様である。計算式は 3-3-4（固体）で述べる。

## (6) 特徴

TEM 法は PCM 法や SEM 法よりはるかに微小なアスベストも検出でき、かつ定性分析が可能であるという長所を持っている。このため、日本や米国などで各種の公定法が示されてきた。

一方で、分析及び前処理に多大なコスト・時間・手間を要する点が TEM 法の短所である。TEM の装置のみならず十分に清浄な前処理設備も必要であり、これらに要するコストは大きい。前処理段階でのコンタミを避けるために、EPA<sup>13)</sup>では大気試料の前処理を行う実験室は固体試料の場合と別にせねばならないとも述べているが、国内の状況を鑑みると各分析機関でのこのためのコスト負担は極めて困難であると言えそうである。また、前処理や分析を行う時間と手間に関しては、直接法を主とする前処理のさらなる向上や、高倍率と低倍率での分析の組合せによって、負担が軽減されることが期待される。

## 3-2-3 走査型電子顕微鏡法（SEM 法）<sup>1)</sup>

SEM による大気中アスベストの測定分析方法は、JIS K3850 の中で PCM 法、TEM 法とともに定められている。アスベスト国際協会（Asbestos International Association; AIA）<sup>41)</sup> も SEM 法を提示しているが、現在までに海外では公定法として定められていないようである。

### (1) 原理・方法

SEM は電子線を試料表面に走査し、表面から発生した二次電子線を検出器で受けて、ブラウン管（CRT）上に試料表面の構造を表示するものである。SEM は試料表面の凹凸などの構造を観察するため、試料は TEM 法のように薄膜にする必要がない。JIS K3850 で要求される SEM の条件は、加速電圧 15～25kV、倍率 100～10,000 倍、分解能 60nm で、EDS を装着したものとなっている。

### (2) 前処理方法

大気を捕集して得たフィルタにカーボン蒸着を施し、SEM 分析用試料とする。図 3.1 に示したように JIS K3850 においては、ポリカーボネートフィルタを用いる SEM-1 法と、メンブラン

フィルタを用いて低温灰化を行う SEM-2 法の 2 種類がある。前者は大気の捕集や輸送時のフィルタの取扱いに難があるが、前処理が簡単で SEM 像も見やすい。後者はメンブランフィルタの灰化後の残渣が観察の妨げになる場合があるが、フィルタの取扱いやすさや、PCM 法及び TEM 法と同一のフィルタで観察できるという利点がある。

### (3) 定性・定量分析方法

SEM は SAED が使用できないため、アスベストの同定には繊維状形態の観察と EDS によって行う。観察する倍率は、PCM 法と同等の大きさの繊維を計数する場合は、2,000～3,000 倍で行い、同定のための EDS 分析時には適宜 10,000～20,000 倍に上げるとされている。繊維数濃度を求める式は TEM 法と同じである。

### (4) 特徴

最近の SEM は分解能が  $0.005\sim0.008\mu\text{m}$  まで向上しているため、PCM 法よりもサイズの小さいアスベストが計数できる。神山<sup>40)</sup>は EDS によって繊維の同定が可能であり、さらに技術的容易さは PCM と同程度、などという長所を有するとしている。ただし、SEM によるアスベストの同定について、Breysse<sup>35)</sup>はクリソタイルの中空管状形態が観察できないために完全ではないと述べている。

また、 $5\mu\text{m}$  以下の短い繊維も計数可能であるが、 $0.1\mu\text{m}$  以下の細いものはルーチンワークとしてかなり困難であることなどから、微小アスベストの分析としては TEM の方が優れている<sup>40)</sup>。

## 3-2-4 光散乱式繊維状粒子測定法 (FAM 法)

繊維状エアロゾルモニター (Fibrous Aerosol Monitor、以下、FAM) は、米国で開発された光散乱式の繊維状粒子自動計測装置である。FAM はリアルタイムでの測定を可能にしたという意味で、アスベストの測定法としても画期的なものであった。FAM は日本ではそれほど普及していないが、米国では OSHA の最終規則のほか、フロリダ州、アイオワ州の州政府機関で認められ、カリフォルニア州、ニューヨーク州、ワシントン州でも使用が検討されている。

### (1) 原理<sup>42,43,44)</sup>

FAM の原理は 2 段階の検出手順からなる。すなわち、(a)四重極の高電圧電界を用いて繊維状粒子の振動を誘発し、(b)この繊維状粒子に He-Ne レーザーを照射することにより繊維振動から生じた散乱光を検出するのである。

FAM の検出域内の構造を図 3.3 に示す。繊維状粒子を含む空気を吸引し、その流れの方向に平行に偏光 He-Ne レーザーを照射する。途中に四極子がセットされており、その電界を通過するときに繊維状粒子は流れに垂直な面内で振動し、レーザー光を散乱する。繊維が振動する間に強弱の生じた散乱光は、直角方向に設けた光電子倍增管で受光される。振動によって生じた散乱光の強弱 (ピークの鋭さ) は、長さ按比例して強くかつシャープになる。ある強度以上のパルスを積算すれば、一般の粒子状物質の中から目的の長さ以上の繊維だけが計測できる。

FAM の検出可能な最小繊維長は  $2\mu\text{m}$ 、最小太さは  $0.1\mu\text{m}$  (または  $0.2\mu\text{m}$ ) とされている。また、FAM には繊維長別測定域を調節する Ratio コントロールダイヤルが装備されており、通常は Ratio=5 で  $5\mu\text{m}$  以上の繊維を対象とするように校正されている。サンプリング時間は 1 分、10 分、100 分、1000 分であり、 $1\times10^{-4}\sim30\text{f/cm}^3$  の繊維数濃度の測定が可能である。また、排気ラインに Reference filter ( $37\text{mm}\phi$  のメンブランフィルタ) がセットでき、PCM 法と同様の前処理による繊維数濃度の算出も可能である。



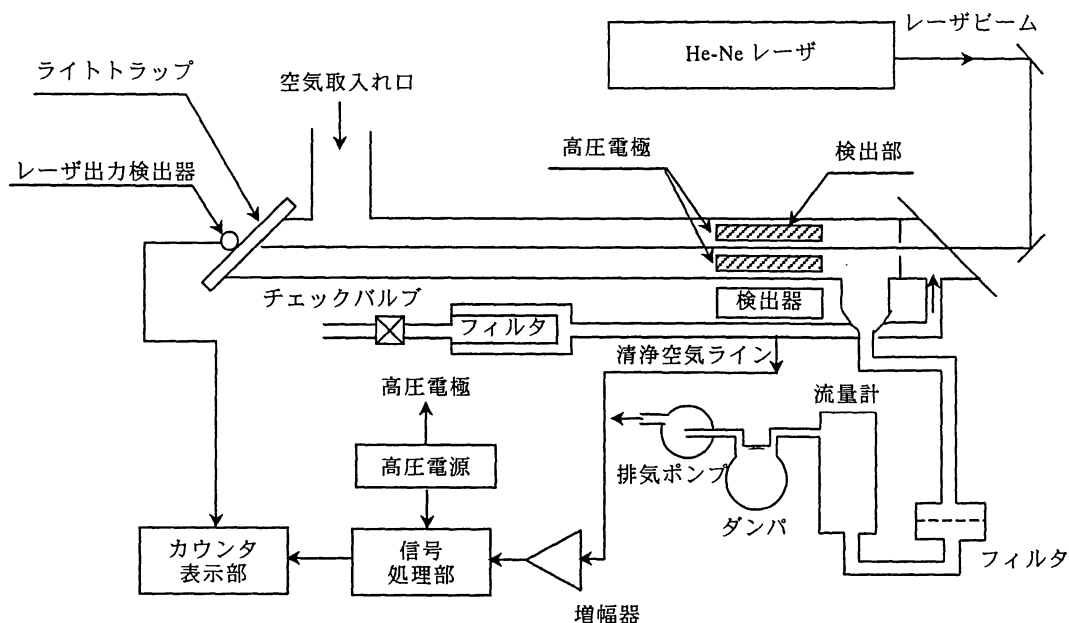


図 3.3 繊維状エアロゾルモニター（FAM）の構造図の一例<sup>1)</sup>

## (2) 特徴

FAM はアスベストの測定法の中で唯一、リアルタイムでの測定が可能という大きな長所を持っている。また、操作が簡便であり、デジタル表示の値を読むだけなので測定者による誤差も生じない。

一方、FAM はまだデータの蓄積が少ないため様々な検討が行われている段階であるが、この点については本研究でも 3-5 で触れる。また、FAM はあるアスペクト比（長さ／幅）以上の繊維を全てカウントするため定性分析はできず、ロックウールやグラスファイバーなどアスベスト以外の繊維も濃度に含まれる。

### 3-2-5 X線回折法

大気を対象とするX線回折法としては、労働省の作業環境測定基準によって定められた作業環境中のアスベスト粉じんの分析<sup>3)</sup>がある。これは、グラスファイバー紙上にアスベストを捕集した後、X線回折線の強度から検量線を用いてアスベストの質量を求め、作業環境中アスベストの質量濃度[ $\text{mg}/\text{m}^3$ ]を求めるものである。しかし、質量濃度表示であること、定量下限が大きく長時間のサンプリングが必要なことなどから、作業環境測定としても実用性に乏しくほとんど用いられていない<sup>45)</sup>。

### 3-3 固体中アスベストの分析方法

固体中に含まれるアスベストの分析法は、日米ともに主に建築材料中のアスベスト含有率を求める目的で開発されてきた。米国では 1982 年に AHERA 法及び有害大気汚染物質排出基準（National Emission Standard for Hazardous Air Pollutants; NESHAP）の下で EPA により「断熱材試料中のアスベスト測定に関する暫定的方法」<sup>46)</sup>が示され、偏光顕微鏡（Polarized Light Microscope; PLM）法とそれを補足するX線回折法を用いて建築材料中のアスベストの分析が行われてきた。さらに、1993 年に EPA は、低濃度でより正確な分析を行うこと、PLM で検出できない細かいアスベストを含む床タイルの分析を強化すること、などを目的にこの暫定法の改訂版である「建築材料中のアスベスト測定方法（試験方法）」<sup>11)</sup>を 1993 年に発表した。これによ

り、図 3.4 に示すように立体顕微鏡と PLM を必須としながらも、より正確な同定及び定量を確保するために X 線回折法、TEM 法、重量分析法（酸溶解や灰化による固着剤などの除去を行った後のアスベストの秤量）を行うことが推奨された。この方法は、暫定法の限界である細い繊維に対応するために TEM 法使用の方向性を示したものである<sup>47)</sup>。このような TEM 法による固体中アスベストの測定分析方法は、1985 年に Bishop らが汚泥<sup>48)</sup>、1988 年に Pitt<sup>49)</sup>が都市域の堆積粉じんに対して適用し、アスベストの微量分析技術として既に用いられていたものである。

なお、国内における材料中のアスベスト分析方法は、吹付け材料や成形品等の製品中の含有量分析のために、これまで一般的に X 線回折法が用いられる例が多かった。1996 年には労働省通達「建築物の耐火等吹付け材の石綿含有率の判定方法」<sup>9)</sup>が出され、PCM を用いた分散染色法によるアスベストの有無の確認方法（同定）及び X 線回折法による含有率の判定方法が示された。固体の環境試料に対する TEM 法の適用については、国内ではこれまでほとんど報告されていない。

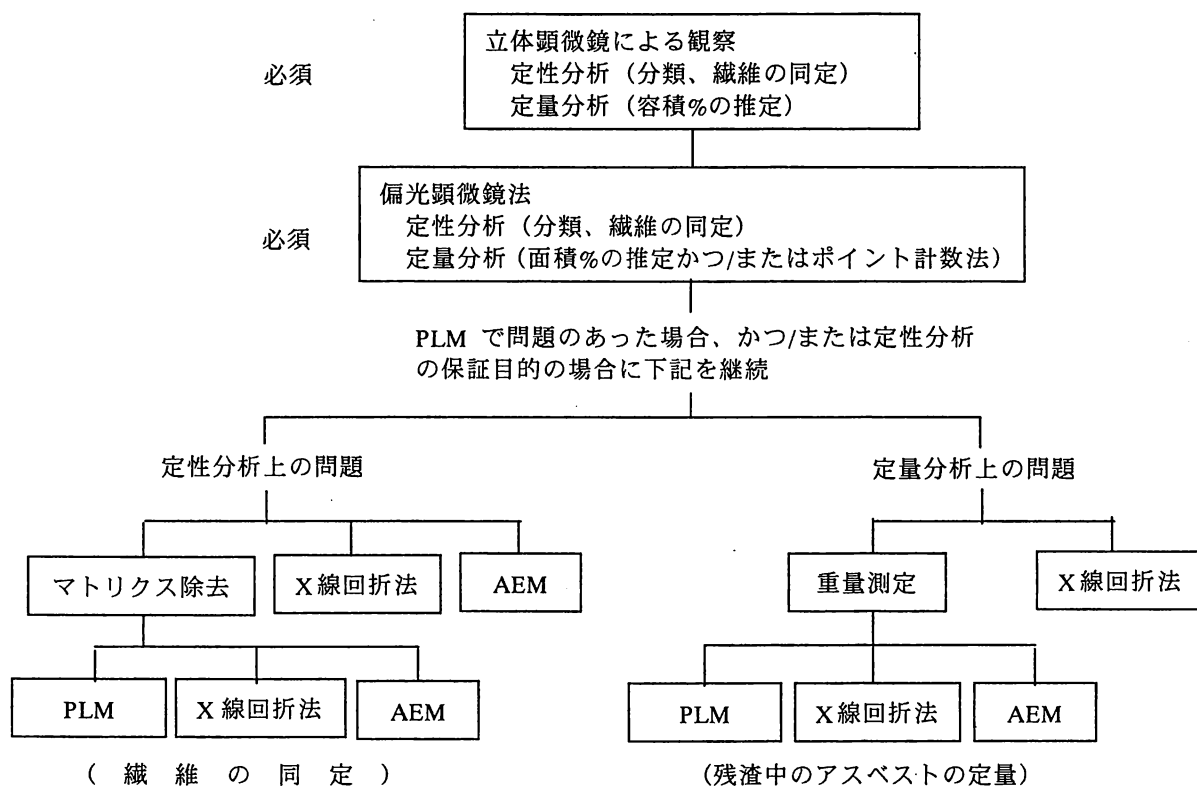


図 3.4 米国 EPA による固体中アスベスト分析のフローチャート<sup>11)</sup>

### 3-3-1 X 線回折法

固体試料中アスベストの分析方法として、国内では X 線回折法は最も一般的な方法となっている。とりわけ、アスベスト含有建材の除去などの対策を施す際、事前の定性定量分析によく用いられてきた。

#### (1) 定性分析方法<sup>3)</sup>

未知物質の X 線回折パターンを既知物質のパターンと比較することによって同定する。X 線回折パターンは結晶性物質に特有であり、既知物質の回折パターンのデータ集として、JCPDS (Joint Committee on Powder Diffraction Standards) カードが出版されている。

#### (2) 定量分析方法

X線回折法を用いた定量分析には、外標準法、標準添加法、内標準法ならびに基底標準吸収補正法などがある。外標準法はよく用いられる方法であるが、マトリックスの質量吸収係数によって検量線の形状が変化するため、事前にマトリックスの質量吸収係数を知ることが必要といえる。また、標準添加法は含有率が低いときに有効とされている。内標準法は一度アスベストの標準資料を用いて検量線を作成すれば、未知試料に対しても内標準物質を添加するだけで定量分析が可能になり、便利な方法である。

米国 EPA の「建築材料中のアスベスト測定方法（試験方法）」<sup>11)</sup>では、薄層法と称した基底標準吸収補正法が示されている。これは、イソプロパノールに分散させた一定量の試料を銀メンブランフィルタ上にろ過し、乾燥後に X 線回折パターンを知るものである。試料を載せる前後の銀メンブランフィルタの回折線強度の減少率から試料の補正係数を求め、既知含有量の検量線を参照することでアスベストの質量を求める方法である。

なお、労働省通達の方法<sup>9)</sup>では具体的な定量分析の方法は示されず、アスベスト含有率 1% の標準試料を準備し、これと被検試料とのピークの比較によって 1%を超えるか否かを判断するものとしているのみである。

### (3) 特徴

X線回折法は吹付け材料などにおけるアスベストの定性定量分析のために最も一般的に用いられてきた。しかしながら、米国では、繊維状形態と非繊維状形態を区別することはできないとして、X線回折法は偏光顕微鏡や TEM (AEM) との併用によって信頼できる方法である<sup>11)</sup>とされている。

神山<sup>50)</sup>によれば、非繊維状の蛇紋石であるアンチゴライトとリザルダイトは、繊維状の蛇紋石であるクリソタイルと X 線回折パターンが類似しており、また建材などにも含まれることがあるとされている。このことから、労働省通達<sup>9)</sup>では、アスベストの有無を確認する PCM と、含有率の判定を行う XRD とが併用されている。

### 3-3-2 偏光顕微鏡法 (PLM 法)<sup>11)</sup>

米国ではTSCAの下でのAHERA法により、PLM法が「建築材料中のアスベスト測定方法（試験方法）」における必須の方法として定められている。PLMによりアスベストが1%を超える量存在すると判定された場合、アスベスト含有材料と判定される。

定性分析は、はじめに立体顕微鏡で均一性や繊維の予備的な確認を行い、その後PLMによって光学的性質を決定するものである。PLMでは浸液に浸した試料を観察し、表3.6に示すアスベストの光学的性質（形態、色と多色性、屈折率、バイレフリンゼンス、消光特性、延伸方向）及び表3.7に示す分散染色法による呈色を用いて行う。分析のフローチャートは図3.5に示すとおりである。

定量分析は半定量的なものであり、標準試料との比較による視覚的推定（visual area estimation）かつ/またはポイント計数法によって行う。ポイント係数法とは接眼鏡を用いて、接眼鏡内の点と重なったアスベストまたはマトリックスの数を記録し、400点以上観察を終えた時点でのアスベストの計数割合から含有率（面積%）を求めるものである。ただし、面積%を重量%へ換算することは、材料ごとの比重や容積が判明しない限り不可能である。

表3.6 アスベスト繊維の光学的特性<sup>11)</sup>

鉱物	形態及び色 <sup>*1</sup>	屈折率 <sup>*2</sup>		バイレフリ ンゼンス <sup>*6</sup>	消光	延伸 方向
		$\alpha$	$\gamma$ <sup>*5</sup>			
クリソ タイル	波状の繊維。繊維束には広がった末端と「よじれ」がある。 典型的なアスペクト比は>10:1。 無色 <sup>*3</sup> 。	1.493-1.546 1.532-1.549 1.529-1.559 1.544-1.553	1.517-1.557 1.545-1.556 1.537-1.567 1.552-1.561	0.004-0.017	平行	+
アモサ イト	直線から曲がったものまである、堅い繊維。 典型的なアスペクト比は>10:1。 無色～茶。 多色性はないか弱い <sup>*4</sup> 。 内部に不透明なものが存在することあり。	1.657-1.663 1.663-1.686 1.663-1.686 1.676-1.683	1.699-1.717 1.696-1.729 1.696-1.729 1.697-1.704	0.021-0.054	通常は平行	+
クロシ ドライ ト	直線から曲がったものまである、堅い繊維。 典型的なアスペクト比は>10:1。 通常太い繊維や繊維束。 青～濃青。多色性。	1.693 1.654-1.701 1.680-1.698	1.697 1.668-1.717 1.685-1.706	0.003-0.022	通常は平行	-
アンソ フィラ イト	直線から曲がったものまである、繊維及び繊維束。 典型的なアスペクト比は>10:1。 へき開破片はアスペクト比<10:1のこともある。 無色～明るい茶。	1.598-1.652 1.596-1.694 1.598-1.674 1.6148 <sup>*7</sup>	1.623-1.676 1.615-1.722 1.615-1.697 1.6362 <sup>*7</sup>	0.013-0.028	平行	+
トレモ ライト ・アク チノラ イト	直線から曲がったものまである、繊維及び繊維束。 典型的なアスペクト比は>10:1。 へき開破片はアスペクト比<10:1のこともある。 無色～青白い緑。	トレモライト 1.600-1.628 1.625-1.655 1.604-1.612 1.627-1.635 1.599-1.612 1.625-1.637 1.6063 <sup>*7</sup> 1.6343 <sup>*7</sup> アクチノライト 1.600-1.628 1.625-1.655 1.612-1.668 1.635-1.688 1.613-1.628 1.638-1.655 1.6126 <sup>*7</sup> 1.6393 <sup>*7</sup>		0.017-0.028       0.017-0.028	平行かつ 斜消光 (21°ま で) 混成の織 維は平行 消光	+

\*1 引用した色は平面偏光による観察で見られる

\*2 異なる4つの文献による、 $n_d$ が589.3nmでの屈折率

\*3 熱すると茶色になることがある

\*4 熱すると濃い茶色で多色性になることがある

\*5 クロシドライトのみ繊維長に垂直なことを除けば、繊維長に平行である

\*6 4つの文献の最大値と最小値

\*7  $\pm 0.0007$ 表3.7 典型的な分散染色法による呈色<sup>11)</sup>

鉱物	浸液	垂直方向の色	平行方向の色
クリソタイル	1.550HD	赤紫～明るい青緑	青緑～薄い青
アモサイト	1.680	黄～赤紫	青赤紫～明るい青
クロシドライト	1.680	黄～赤紫	薄い黄～黄金
アンソフィライト	1.605HD	薄い黄～黄	黄金～明るい青緑
トレモライト	1.605HD	薄い黄～黄	黄金～明るい青緑
アクチノライト	1.605HD	薄い黄	薄い黄～黄金
	1.630HD	黄～赤紫	黄金～青

屈折率1.550の浸液中に分散した試料のマウンティング（分散染色法を用いる場合には高分散で1.550の浸液）  
偏光面と直行ポーラーを用いて100倍で観察

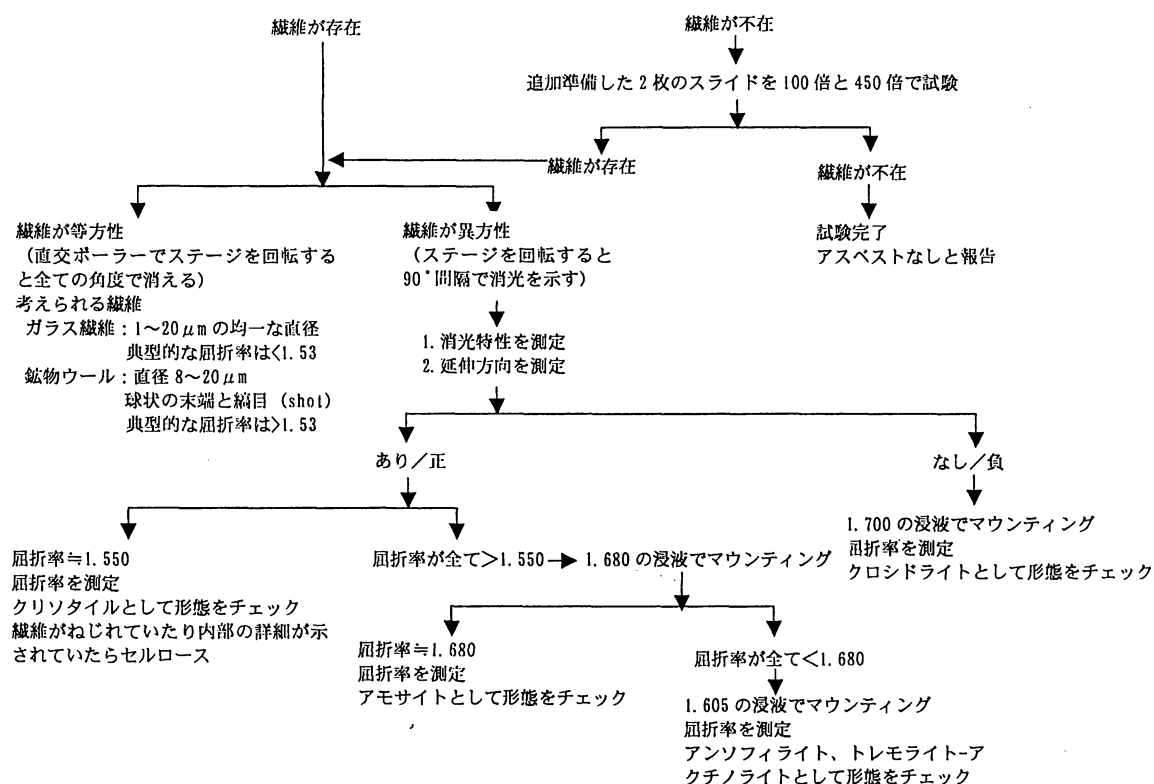


図 3.5 PLM 法による固体試料分析のフローチャート <sup>46)</sup>

### 3-3-3 位相差顕微鏡（PCM）を用いた分散染色法

労働省通達「建築物の耐火等吹付け材の石綿含有率の判定方法」<sup>9)</sup>では、X線回折法に先立ってアスベストの同定を、PCMを用いた分散染色法によることとしている。これは、前述のPLM法による分散染色法の部分をPCMによって行うものである。簡易な定性分析方法であり、分散色を呈する繊維状粒子が確認された場合にはX線回折法によってX線回折パターンを確認することが望ましいとされている。

上記の通達によれば、25℃における屈折率 1.550、1.680、1.700 の分散染色用浸液をスライドガラス上に滴下し、20%蟻酸水溶液によってマトリクスを除去した吹付け材料をピンセットにとって混ぜ、カバーガラスをかぶせる。PCMによって倍率 100 倍で観察し、クリソタイルが 1.550 の浸液で赤紫～青、アモサイトは 1.680 の浸液で赤紫～青、クロシドライトは 1.700 の浸液で青になることから、アスベストを同定することとなっている。

### 3-3-4 透過型電子顕微鏡法（TEM 法）

目的の材料を粉碎して水中に分散させた後に、水中のアスベスト濃度を測り、材料と水の重量比から材料中濃度に換算するというものである。

米国 EPA の方法では、既知重量のバルク状試料を既知重量の蒸留水中に分散させた後、Chatfield らによる水中アスベストの TEM 分析方法（Method100.1）<sup>17)</sup>に従ってフィルタ上にろ過する。フィルタから TEM グリッド上に載せる前処理方法は EPA の大気試料の TEM 分析方法に従うとされている。TEMによって水中のアスベストの質量濃度を求め、これを固体中の質量濃度に換算することによって、アスベスト含有率が求められるものである。

なお、EPA の報告書には記載されていないが、Method100.1<sup>17)</sup>を参考にした固体中アスベストの質量濃度（含有率）の計算式は以下ようになる。

$$F = \frac{A \cdot N}{a \cdot n \cdot V}$$

F：繊維数濃度[f/g-dry]

A：フィルタの有効ろ過面積（採じん径 17mm で 227mm<sup>2</sup>/35mm で 962mm<sup>2</sup>）

a：1 網目の面積（筆者の経験では 0.0081mm<sup>2</sup> または 0.0090mm<sup>2</sup>）

N：計数した繊維数[f]

n：観察した網目数[-]

V：サンプリング量[g-dry]

$$W = \bar{w} \times F$$

W：質量濃度[ng/g-dry]

$\bar{w}$ ：一本あたりの平均質量[ng/f]

$$\bar{w} = (\sum w) / N$$

w：質量[ng]

$$w = L \times B^2 \times d \times 10^{-3} \quad (\text{角閃石に対して})^{17)}$$

$$w = \pi/4 \times L \times B^2 \times d \times 10^{-3} \quad (\text{クリソタイルに対して、円柱状であることを利用})^{17)}$$

L：長さ[μm]

B：幅[μm]

d：密度[g/cm<sup>3</sup>]

（クリソタイル 2.55、クロシドライト 3.37、アモサイト 3.43）<sup>17)</sup>

### 3-4 水中アスベストの分析方法

経口摂取によるアスベストの毒性に関しては現在のところ確たる説がなく、国際的にも日本国内においても飲料水基準は設けられていない。ただし、米国においては飲料水安全法（Safe Drinking Water Act）の下で、長さ 10 μm 以上のアスベストに対する最大許容濃度（Maximum Contaminant Level; MCL）として 7MFL（million fibers per liter）が提案され、この数値が 1992 年には正式に施行された。

米国やカナダでは水中のアスベスト濃度に関する調査が早くから実施されていたが、米国 EPA は Anderson らによる TEM を用いた水中アスベストの分析方法を 1980 年に暫定的方法<sup>22)</sup>がとして示した。その後、EPA は Chatfield ら<sup>23)</sup>が開発した方法をもとにした Method100.1<sup>17)</sup>を 1983 年に、さらにその改良である Bracket らによる方法を Method100.2<sup>18)</sup>として 1994 年に発表した。Method100.1 ではフィルタを溶解する溶媒に有害なクロロフォルムを用いること及び Method100.2 の方がフィルタの溶解速度が速いことから、EPA<sup>51)</sup>は Method100.2 を追加認定したが、現在も Method100.1 と Method100.2 はともに水中アスベストの公定法として認められている。

国内では厚生省<sup>10)</sup>が、米国 EPA の方法に準じた水中アスベストの TEM 分析方法を 1991 年にまとめた。厚生省は TEM 法と同時に、簡易な測定法として PCM 法も示しているが、これは検水をろ過したフィルタ上の繊維数を計数して濃度に換算するという点で TEM 法と同様である。

#### 3-4-1 透過型電子顕微鏡法（TEM 法）

##### (1) 前処理及び定性定量分析方法

EPA<sup>18)</sup>の Method100.2 を簡単に示す。

高濃度の有機物を含む場合などにオゾン紫外線酸化して有機物を除去し、メンブランフィル

タ（Method100.1 ではニュークリポフィルタ）上をろ過する。最小試料量はフィルタの直径が 25mm のとき 10mL、47mm のとき 50mL である。その後は 3-2-2(3)に示した大気の方法とほぼ同様であり、フィルタをアセトンなどで破壊した後、低温灰化とカーボン蒸着を施し、Jaffe Washer（溶媒は Burdett and Rood によるもの、3-2-2(2)を参照）内の TEM グリッド上に載せて試料は完成する。

水中アスベストの定性分析及び定量分析は、3-3-2 で示した大気中試料の場合とほぼ同じである。ただし、計数するアスベストは長さ 10 $\mu$ m 以上、アスペクト比 3 以上であり、倍率 10,000～20,000 倍で計数するとしている。計数は分析感度（10 の網目あたり 1 本計数されるのに相当する濃度）0.2MFL が達成されるまで、または長さ 10 $\mu$ m 以上のアスベストで 100 本目が検出された網目の終了まで継続され、かついずれの場合でも少なくとも 4 つの網目は計数される。なお、Method100.1<sup>17)</sup>では質量濃度を求める式も記載されていたが、Method100.2 では下記の繊維数濃度を求める式のみ示されている。

$$F = \frac{A \cdot N \cdot R}{a \cdot n \cdot V \cdot 1,000}$$

F：繊維数濃度[10<sup>6</sup>f/L、または MFL]

A：フィルタの有効ろ過面積[mm<sup>2</sup>]

a：1 網目の面積（筆者の経験では 0.0081mm<sup>2</sup> または 0.0090mm<sup>2</sup>）

N：計数した繊維数[f]

n：観察した網目数[-]

V：ろ過した試料の量[mL]

R：希釈倍率[-]

## (2) 特徴

水中のアスベスト濃度の測定において、TEM 法は事実上唯一の方法といっても過言ではないであろう。2-4-2 でも述べたように、水中のアスベストは 10<sup>6</sup>f/L すなわち MFL 程度以上のオーダーで存在することが多い。また、PCM 法による大気中アスベストの測定結果とは、同じ f/L 単位で表示されている場合でも異なる認識が必要である。例えば、EPA<sup>18)</sup>は分析感度（analytical sensitivity）として 10 個の網目に 1 本のアスベストが検出されたときの濃度を表にして示しているが、A=199mm<sup>2</sup>（フィルタの直径が 25mm）、V=10mL、a=0.008mm<sup>2</sup> のときに F=3.0×10<sup>5</sup>f/L となり、図 2.6 に示したような一般的な大気中濃度と比べるとはるかに大きい。このように、水の分析の場合は大気とは異なって試料の容量が通常小さいため、1 本のコンタミが濃度に大きく影響する恐れがある。

このため、EPA は必要なブランクのレベルを設定しており、Method100.1<sup>17)</sup>では 0.05MFL 未満（全ての長さのアスベスト）または最小値の 1%未満、Method100.2<sup>18)</sup>では 0.01MFL 以下（長さ 10 $\mu$ m を超えるアスベスト）が許容可能であるとしている。試料中にアスベストが混入する経路には、前処理の様々な過程での実験室内大気からの混入、大気や固形試料の場合には溶媒中のコンタミ、さらには使用前のフィルタに元々付着しているアスベストからのコンタミ、などが考えられる。なお、本研究でも、高純度の純水をさらにろ過したブランクの作成、アスベストの存在しない室内での前処理、特にクリーンベンチ内での試料のろ過など、作業性を損なわない限りでコンタミを減らす努力を行った。

## 3-5 大気中アスベストのモニタリング

1989 年の大気汚染防止法改正によって、特定粉じん発生施設（アスベスト製品関連工場）の敷地境界において PCM 法（環境庁告示第 93 号）によるアスベストの測定が義務づけられた。また、作業環境測定や、環境庁による隔年の全国一般環境モニタリングも PCM 法によって行われている。1995 年には JIS K3850 によって PCM 法以外に TEM 法なども示されたが、3-2-2

で述べた米国のような TEM 法の義務化もなく、国内では簡便な大気中アスベストのモニタリングには PCM 法が用いられることがほとんどである。しかしながら、常に PCM 法によるモニタリングで十分であるかについては、別途検証の必要がある。

また、作業環境や一般環境の測定以外にも吹付けアスベスト除去現場は、潜在的なアスベスト発生源として周辺への汚染防止を監視することが求められよう。高月ら<sup>52)</sup>が削減対策を講じた京大での例もあるように吹付けアスベストの除去工事が今後も各地で行われること、また吹付けアスベストが使用されていた建物が将来耐用年数を迎えること、もしくは神山<sup>53)</sup>が指摘する不適切なアスベスト除去による二次汚染の危険性を考えると、除去工事現場などにおけるアスベストの測定体制の整備は必要である。しかしながら、吹付けアスベスト除去工事における作業現場から外部へのアスベスト飛散防止のための測定は、施工事業者の自主的な取り組みとされている<sup>54)</sup>のみである。また、工事が一過性のものであるという現場の性質上、リアルタイムモニタリングが可能であることが望ましいが、そのためには PCM 法では対応できない。

以上のような背景のもと、本節では、リアルタイムモニタリングが可能な FAM (FAM-1 型)の有効性を PCM 法や TEM 法との併行測定によって検討する。次に、この結果や 3-2 で整理された知見をもとに、有効なアスベストモニタリングのあり方について検討するものとする。

### 3-5-1 PCM 法、FAM 法、TEM 法によるモニタリングの比較

本節ではまず、アスベスト濃度から環境全体を＜高濃度環境＞と＜低濃度環境＞の 2 つに大別し、それぞれにおいて FAM 法と PCM 法の同時併行測定を行った。ここで用いる＜高濃度環境＞とは、汚染源と密接な関係にある環境を指し、濃度は PCM でおよそ 100f/L 以上とする。これには、例えば作業環境や、吹付けアスベスト除去作業中の室内などが含まれる。一方、＜低濃度環境＞とは周囲に汚染源がないか、ある場合でも数十 f/L 程度までの環境とする。これには、例えば吹付けアスベスト除去作業後の室内などがある。

次に、上述の分類とは別の視点で＜リアルタイムでの測定が必要な環境＞を想定し、そこで FAM 法によるアスベスト濃度の経時変化を記録しながら、PCM 法と同時併行測定を行う。ここでいう＜リアルタイムでの測定が必要な環境＞とは、汚染源に隣接した＜低濃度環境＞のことである。汚染源としては、吹付けアスベスト除去作業中の周辺を選んだ。

さらに、経時変化を追う際は FAM 法や PCM 法の他に TEM 法も加え、3 つの方法間で濃度を比較した。これは TEM に付属の EDS によって元素分析を行い、繊維を同定してここまでの測定結果を追証しようとするものである。

以上の 3 項目から各測定法を比較し、問題点の整理を試みる。そして、ここでは特に FAM 法の検証を中心に、アスベストモニタリング方法を検討する際の基礎データの入手を図る。

#### (1) 環境別の併行測定

##### ① 方法

1989 年 2 月から 4 月にかけて、＜高濃度環境＞15 ヶ所、＜低濃度環境＞32 ヶ所で FAM 法と PCM 法の同時併行測定を行い、それぞれによるアスベスト濃度を比較した。本試験の＜高濃度環境＞とは、吹付けアスベストの除去作業を行っていた室内であり、室外とはビニールシートで隔離された閉鎖系内の、アスベストが多量に飛散していると思われる環境である。＜低濃度環境＞とは吹付けアスベスト除去前後の室内や除去中の周辺、あるいは全く関係のない一般環境である。

PCM 法による測定は、マウンティングにアセトン・トリアセチン法を用い、採じん時間を＜高濃度環境＞の場合は 15 分、＜低濃度環境＞の場合は 240 分としたほかは、3-2-1 で解説した環境庁のアスベストモニタリングマニュアルに従った。FAM 法による測定時間は＜高濃度環境＞の場合は 1 分ないしは 10 分、＜低濃度環境＞の場合は 240 分とし、PCM 法で補集するメンブランフィルタと FAM の吸引口を並べて PCM 法の採じん時間内に並行して測定を行った。な



お、FAM のマニュアルに示されたとおり初期調整を毎回行ったほか、Ratio を 5 にセットして 5  $\mu\text{m}$  以上のアスベストを計数するものとし、PCM 法で計数する繊維長と同一にした。

## ② 環境別の FAM 法の特徴

まず、＜高濃度環境＞（PCM 法で 100f/L 以上）では、PCM 法と FAM 法による濃度をそれぞれ X、Y とすると、全データから回帰式  $Y=0.49X$  が得られた。これは FAM 法によるアスベスト濃度が PCM 法の約半分の値になり、PCM 法と比して過小評価になっていることを示している。しかし、FAM の測定可能範囲が 0.0001～30f/cm<sup>3</sup> とされていることから、これを越える空間での FAM の使用は本来、適切でなかったともいえる。そこで、PCM 法で 30,000f/L 以上のものを除いて再び回帰分析を行った結果、図 3.6 のように回帰式は  $Y=0.79X$  となった。これより、100～30,000f/L 程度の＜高濃度環境＞では、定量性の点で不十分ながら FAM 法によってある程度の参考値が得られる可能性が示された。

次に、＜低濃度環境＞（PCM 法で 100f/L 以下）では、図 3.7 に示すように FAM 法は明らかに PCM 法よりも高濃度を示す傾向があり、相関関係は認められなかった。なお、この間の初期調整の段階では常に異常は発見されていない。また、FAM 法の測定順ごとに PCM 法と比較したところ、FAM 法による測定を繰り返すことで次第に異常値が多くなっていることがわかった。これは FAM が使用回数を増すにつれて疑似カウントを起こし始めていたことを示唆するものであり、＜低濃度環境＞での FAM 法の使用は信頼性の点でまだ十分でないといえる。

以上の総括を、他の研究成果と合わせて表 3.8 に示す。それによると、1～30f/cm<sup>3</sup> で FAM 法による濃度は PCM 法の約 1/2 という Lilienfeld ら<sup>43)</sup>の結果は、条件の相違はあるものの、本研究の＜高濃度環境＞における結果とほぼ一致する。Lilienfeld らは Ratio をうまく対応させることで、FAM 法と PCM 法の比は 1 になるとしている。一方、小西ら<sup>44)</sup>は一般環境中および吹付けアスベストの存在する室内のような低濃度の範囲で、FAM 法と PCM 法の間で良好な直線関係が得られたとしている。これは、FAM 法と PCM 法の間に相関が認められなかった本研究の＜低濃度環境＞での結果とは大きく異なる。PCM 法による測定については、＜高濃度環境＞で多量の粉じんによる見落としがあり得たとしても、＜低濃度環境＞の場合は全く問題がなかった。FAM のマニュアルによれば、＜低濃度環境＞で起きた疑似カウントの原因としてはサンプリングラインの汚染、電子的障害、高濃度の非繊維状粉じんの存在があり、校正や補正の必要があるとしている。本研究で使用した FAM に生じたと思われる疑似カウントの原因は、残念ながらこの中から特定することはできない。しかし、マニュアルで示された初期調整の段階で異常が発見できなかったことは、機器性能の改良とともに機器の異常に対する保守体制のさらなる整備が必要であることを示している。

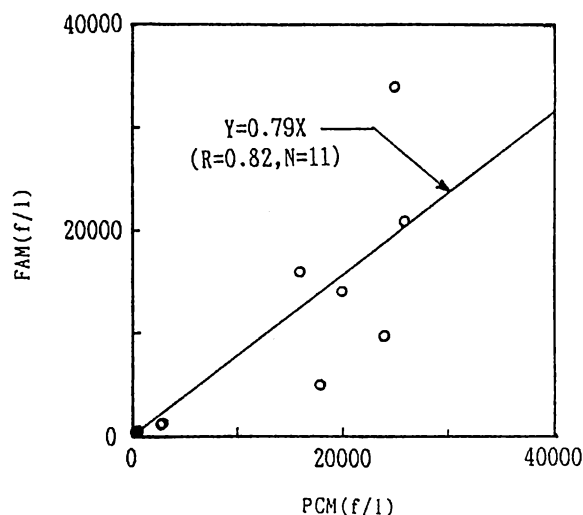


図3.6 ＜高濃度環境＞におけるPCM法とFAM法による測定結果の比較

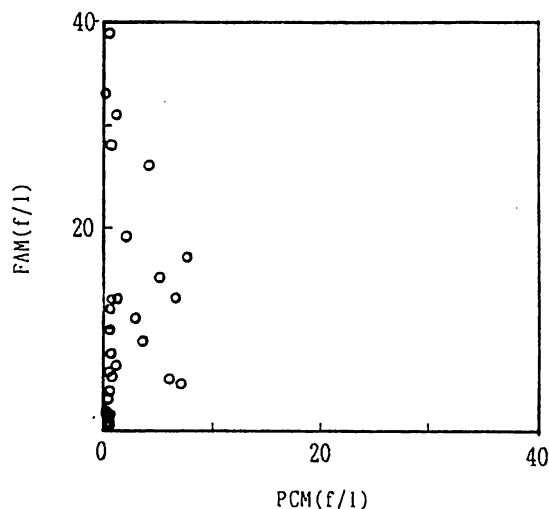


図 3.7 <低濃度環境>における PCM 法と FAM 法による測定結果の比較

表3.8 研究者によるFAM法とPCM法の併行測定結果の比較

	Lilienfeldら <sup>43)</sup>	小西ら <sup>44)</sup>	本研究
条件	人工的にアスベストを飛散させたチャンパー内	様々な環境 低濃度&高濃度 人工的に飛散&一般環境	一般環境 ①高濃度 ②低濃度
Ratioの設定	0 3 (クリソタイル)	記述なし	5
FAM法とPCM法の結果の比較	FAM/PCM=0.5 (for 1~30f/cm <sup>3</sup> )	FAM/PCM=1	FAM/PCM=0.79 (for 0.1~30f/cm <sup>3</sup> ) ②では相関なし

## ② 結果

ダクト出口における同時併行測定の結果を、FAM 法、PCM 法、TEM 法の 3 つの方法と Ref-f によるものを合わせて表 3.9 に示す。5 日間の測定のうち第一日を除いて、1 日に 2~3 回メンブランフィルタを交換したため、1 日のアスベスト濃度とある時間帯内の平均濃度を併記してある。表 3.9 の FAM 法の欄から、1 日のアスベスト濃度は 6.3~42f/L、時間帯別では 6.3~120f/L となっていることがわかる。これらの濃度は PCM 法に比べ、1 点を除いて全ての時間帯で FAM 法の方が高い値であり、総じて 1 オーダー近い差がある。唯一 PCM 法の方が高かった 11 月 25 日の 13:09 から 14:45 までの時間帯は、FAM がオーバーロードによってカウントロスをした可能性が伺える。なお、この時間帯のアスベスト濃度が FAM 法、PCM 法でそれぞれ 120f/L、130f/L と高濃度になっている以外は特に激しい変動はなかったが、この 5 日間のダクト出口での濃度は、過去の我々の PCM 法での知見からも、総じて高いものとなっている。また同じ表 3.9 から、Ref-f も一点を除き PCM 法とほぼ同じレベルにあった。

次に、図 3.9 に 11 月 25 日の、FAM によるアスベスト数の経時変化をペンレコーダーで記録したものを示す。この図は横軸が時間、縦軸がアスベスト数であり、時間は吸引空気量に比例するため曲線の傾きが FAM 法によるアスベスト濃度を表している。なお、図 3.9 の下方には各時間帯の 3 つの方法によるアスベスト濃度を記しており、この中の FAM 法による濃度 13, 120, 30f/L は 3 つの時間帯の曲線の傾きから計算されたものである。「A」の部分が示すように、この日の 14 時半頃の短時間に多量のアスベストが急激に排出された可能性が示されている。この

時刻に室内では、作業者が不注意で集じん機からダクトを踏み外してしまっていたことが、内部の証言から後に明らかになった。この際、ダクトが床の上に落ちていたアスベストを付着し、復旧後の送風によってダクトの出口に排出されたか、あるいは集じん機とダクトの間の空間から室内の大気が吸い込まれて排出された可能性が考えられる。いずれにしても、この事故によって、高濃度のアスベストを含んだ室内の大気が、HEPA フィルタを通さずにダクトから室外へ漏れてしまったと思われるので、その後、ダクトの出口は清掃した。また、この時間帯での100f/Lを超える異常な濃度上昇は、PCM 法によっても後日明らかにされた。したがって、今回の FAM が示した緊急な濃度上昇は、事故発生に瞬時に反応したものといえる。これは<リアルタイムでの測定が必要な環境>、特に吹付けアスベスト除去作業中の周辺などで、アスベストの漏れのチェックに FAM 法の適用が期待できることを示している。

表3.9 ダクト出口における併行測定の結果

日時		FAM法 [f/L]		PCM法 [f/L]		TEM 法 [f/L]	Ref-f [f/L]
11/24	14:29 18:29	6.3		5.7		—	1.4
11/25	9:19	13	39	6.8	—	180	—
	13:09	120		130		1800	69
	14:45	30		12		—	14
	17:52						
11/26	9:46	25	31	8.7	12	—	36
	13:14	51		4.8			
	15:38	22		5.3			
	18:44						
11/27	9:08	31	42	2.0	6.0	56	4.4
	13:03	45		1.4		—	
	15:00	60		14		1200	
	17:25	33		5.9		—	
	18:13						
11/28	10:10	14	14	2.5	2.9	—	7.6
	13:27	8.3		—			
	14:27	16		1.2			
	16:32						

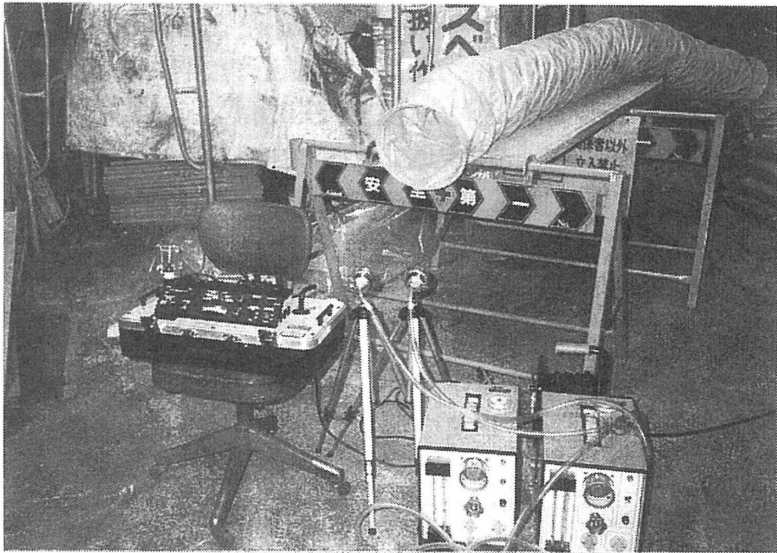


図 3.8 PCM 法、TEM 法及び FAM 法による併行測定を行ったダクト出口

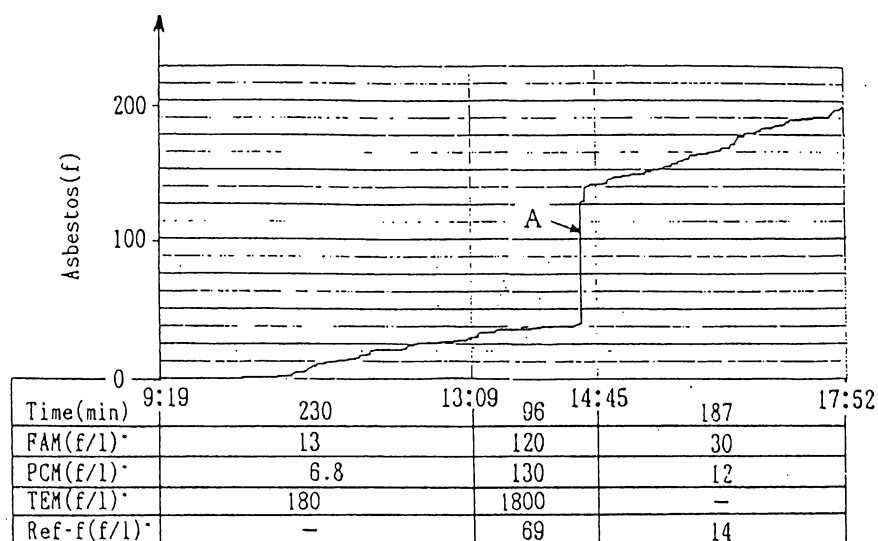


図 3.9 ダクト出口における FAM 法によるリアルタイムモニタリングの結果、及び FAM 法、PCM 法、TEM 法ならびに Ref-f によるアスベスト濃度の比較  
\* 各 3 つの時間帯における濃度

### (3) TEM 法による追証

(2)の結果の TEM 法による追証を試みる。事故が生じた時間帯のメンブランフィルタから TEM 法によって分析を行ったところ、表 3.9 に示したように繊維数濃度は 1,800f/L と、その前の時間帯より 1 オーダー高い濃度のアスベストが検出された。EDS による定性分析からは、TEM グリッドの 5 つの網目にクロシドライトが 64 本、アモサイトが 1 本発見された。ここで発見されたクロシドライトの EDS スペクトルの例を図 3.10 に示す。この TEM 法の結果は、室内で吹付けられていたアスベストがクロシドライトであったことから、FAM が事故発生に瞬時に反応したという先の結果を追証するものとなった。

次に、TEM 法を中心に若干の考察を行う。試料数は少ないが TEM 法と PCM 法について比較すると、表 3.9 からわかるように 1,200f/L の時間帯を除いて、測定値には概ね相関があるようである。その値は同じフィルタから前処理を行った PCM 法よりも 1~2 オーダー、FAM 法からは約 1 オーダー高い結果が得られた。神山<sup>20)</sup>は PCM 法と TEM 法を比較して、測定結果にはほとんど相関がなかったとしている。すなわち、PCM 法では 5 $\mu$ m 以上の長い繊維しか数えず、しかもアスベスト以外の共存物質まで計数するため、TEM 法に対して不確かさが大きいと考えている。粒度と共存物質の点では FAM 法についても同様のことがいえ、本来 TEM 法との相関は見出し難いと思われる。この意味では TEM 法こそがアスベスト測定の正確さにおいて最も信頼できるのであるが、リアルタイムでの測定などのようにモニタリングを考える上では別の視点が必要である。以上より、大気系環境のアスベストモニタリング方法について、3-5-2 で検討を試みる。

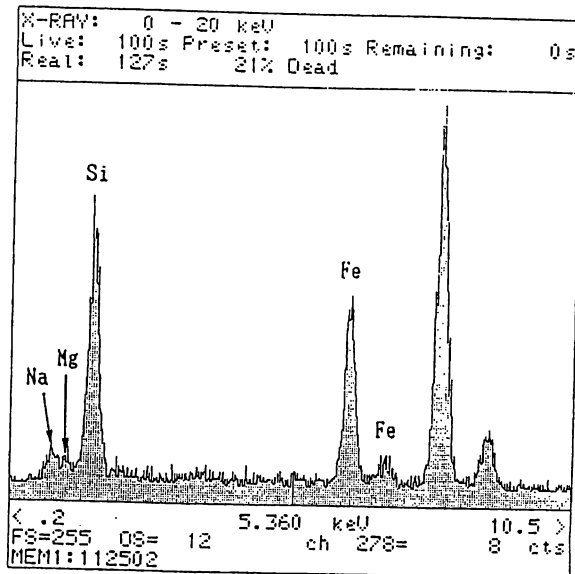


図 3.10 ダクト出口で採取されたクロシドライトの EDS スペクトル

### 3-5-2 アスベストモニタリング方法の検討

米国では 1986 年 EPA の規則「学校におけるアスベスト含有材料」の中で、学校内のアスベスト含有物に対して除去などの対応措置を行い、その終了の確認のために TEM 法を用いるものとしている。一方、我が国では従来より労働者保護の観点から、「労働安全衛生法」に基づく作業環境測定基準に定められた PCM 法及び X 線回折法による測定義務があった。1989 年になって大気汚染防止法が改正され、特定粉じん（アスベスト）発生施設の敷地境界で PCM 法による測定および規制基準遵守が義務づけられた。この他、2-4-1 で記したように環境庁は 1985 年度より隔年で、一般環境や発生源周辺に対する全国規模のアスベストモニタリングを PCM 法によって行っている。

本研究では 3-2 から 3-4 にかけてアスベストの分析方法として、PCM 法、FAM 法、TEM 法などいくつかのアスベスト測定方法について解説し、3-5-1 では FAM 法を中心にその有効性を検討してきた。ここでは上の 3 つの測定法の特徴を再び整理した上で、現行の法制度にとらわれずに、各々の特徴を生かしたアスベストモニタリング方法について検討する。

#### (1) 各測定方法の特徴

上述のように、PCM 法は作業環境測定基準や大気汚染防止法に定められたアスベスト測定法であり、一般環境や作業環境の測定に最も広く使用されている。その長所は、①データの蓄積が豊富にあること、②検鏡の訓練は必要であるものの技術自体は簡便であり、コストが安いこと、などが挙げられる。短所としては、①検出可能繊維幅が  $0.25\mu\text{m}$  と太く、微小アスベストが数えられないこと、②計数する繊維が実際にはアスベストとは異なること、すなわち、屈折率 1.5 前後の繊維をアスベストとしても非アスベスト繊維をアスベストと計数したり、角閃石を計数しなかったりすること、③検鏡者間に誤差が生じること、④サンプリングから濃度算出までに時間がかかること、などがある。

次に、3-2-4 で検討した FAM 法について特徴をまとめると、長所としては、①リアルタイムでの測定が可能であること、②デジタル式のため操作が非常に簡便であり、測定者によって誤差が生じないこと、があり、とくに①は非常に有用なものであるといえよう。一方、短所としては、①データの蓄積が不足しており、3-5-1(1)の検討結果からも信頼性が十分でないこと、の

ほか PCM 法と同様に、②計数するにはアスベストのみではなく一定長さ以上の繊維全体であること、がある。ただし、Lilienfeld ら<sup>43)</sup>のいうようにアスベスト以外の繊維も肺疾患の原因と疑えば、短所の②も問題はない。

TEM 法の長所についてはまず、①微小アスベストが検出できること、②EDS 分析と形態観察の組合せによって繊維の同定が可能になること、の 2 つは重要であり、アスベスト測定の意味からすれば最も信頼できる方法といえよう。逆に短所としては、①前処理と装置が複雑なために手間・時間・コストがかかること、②計数視野面積が小さいために誤差が生じやすいとともに試料が全体を代表し難いこと、などがある。

また、全ての測定法に共通していえることは、いずれにおいても長所と短所があり、あらゆる状況に万能に使用できるものはないということである。アスベストモニタリングを行う場合、1 つの技術や方法に固執することなく、各測定法の長所を生かし欠点を補完しつつ、それぞれに役割分担させたモニタリングを実施することが肝要であるといえる。そのためには、測定法相互の関係把握のための併行測定ならびに同一測定法内での測定者ごとのクロスチェック（FAM 法の場合には保守体制の整備）の 2 つが必要不可欠である。以上のような点を認識した上で、以下では実際のモニタリングの方法について若干の提案を行うこととする。

## (2) アスベストモニタリング方法の検討

まず、モニタリングすべき対象を以下の 4 つに分類し、それぞれについて PCM 法、FAM 法、TEM 法の中からモニタリング方法を検討する。

- ① アスベスト発生源内部（作業環境およびこれに類する環境）
- ② アスベスト発生源の周辺環境
- ③ 吹付けアスベスト除去現場の周辺環境
- ④ 一般環境

以上の①～④のうち、①は労働者保護によるものであるが、②～④は大気汚染防止の観点からモニタリングを行うものである。

①は大気汚染防止法で定められた特定粉じん（アスベスト）発生施設などであり、アスベスト製品製造工場内部のほか吹付けアスベスト除去作業まで含む。これについては既に特定化学物質等障害予防規則などで PCM 法による測定が義務づけられている施設がある。①のような環境ではアスベスト種など発生する粉じんの種類が予め X 線回折法などで特定できることが多いと思われ、通常のモニタリングには PCM 法で十分参考となる値が得られる。

②は①のようなアスベスト発生源（ただし、吹付けアスベスト除去現場を除く）の敷地境界付近であり、発生源から一般環境へのアスベストの排出を監視するためにモニタリングを行う。これは大気汚染防止法において排出者に課された測定義務のことでもあり、①と同様に粉じんの種類にある程度の予測ができるため、この場合も PCM 法によるモニタリングで十分参考になるだろう。なお、最終処分場なども発生源とみなして同様のモニタリングが行われるべきであるが、製造工場などと比較して発生する粉じんの予測が困難なため、同定が可能な TEM 法によるバックアップが望ましい。

③は発生源周辺環境の中で、特に吹付けアスベスト除去作業場を対象とするものである。この場合、発生源内部には多量のアスベストが存在し重大な排出源となりうることで、および短期間に工事が行われることなどから測定データの迅速な入手が望まれる。とくに除去工事に伴う隔離や集じん設備の不十分点が発生した場合に、迅速にそれを改善することがここでのモニタリングの大きな目的であり、リアルタイムでの測定が可能な FAM 法しか、この要求は満たせない。FAM がアスベストの漏れのチェックに期待できそうなこと、あるいは PCM 法や TEM 法によって分析値を得た段階で事故時の対策を講じようとしても手遅れなのは既に述べたとおりである。

④の一般環境とは、近傍に汚染源が確認されない場所のこととするが、この場合も特に問題がなければ PCM 法で十分対処できるものと思われる。ただし、PCM 法による確認が困難な角

閃石や微小アスベストの同定および定量のため、定期的に並行して TEM 法によるモニタリングも行う必要がある。

このように、③を除いた長期的アスベストモニタリングとしては、基本的に PCM 法によって対処できると思われる。その理由は PCM 法による濃度が完全にアスベスト種を把握した濃度でなくともアスベストを含む繊維状物質の指標として環境の把握は可能であり、コストや簡便さなどの面からルーチンワークとして非常に有用なためである。ただし、誤差が生じる対策として検鏡者の定期的な訓練が必要であるのと同時に、PCM 法の短所を補完するための TEM 法によるバックアップも考えねばならない。すなわち、1)定期的に、2)PCM 法による値に著しい変化のあったとき、3)飛散の状況が目に見えて変化しているか新たな飛散の原因が加わったとき、のいずれかの場合、繊維の同定や微小アスベストの定量のために、TEM 法によるモニタリングを行い、PCM 法を補完する必要があるだろう。なお、SEM 法も EDS との組合せによって、分解能や同定の点で TEM 法に次ぐ分析能力を有するため、状況に応じてあるいは分析能力の向上にともなって SEM 法によるモニタリングの機会も生じるかも知れない。

一方、③の吹付けアスベスト除去現場周辺では、リアルタイムでの測定が唯一可能な FAM 法をもって漏れのチェックが期待される。しかし、信頼性の点で十分でないため、PCM 法あるいは可能ならば TEM 法との併行測定によってバックアップされるのが望ましい。FAM 法は我が国においてはデータの蓄積も少なく、保守体制の整備も含めてまだ開発段階にあると思われる。したがって、周辺の体制整備と機器の性能向上を期待しつつ、現段階では単独での使用はできるだけ避けるべきであり、PCM 法や TEM 法によるバックアップが望ましいといえる。

### 3-6 まとめ

本章では、アスベスト研究の基礎となる測定分析方法について、文献レビューを中心にまとめた。

まず、大気中アスベストの測定分析方法について、国内では JIS などに定められている PCM 法や TEM 法を中心に紹介した。PCM 法は簡便であり、広く用いられているが、定性分析がほぼ不可能である点や、微小なアスベストが検出できないことが短所とされている。これとは反対に TEM 法は、微小なアスベストを含めた定性・定量分析ができるという長所の一方で、分析には長時間や多額のコストなどの他に高度な分析技術も要することが短所である。

次に、固体中アスベストについては、X 線回折法が主に用いられているが、繊維状形態の確認のために米国では PLM 法、国内では PCM 法による分散染色法が紹介されている。また、米国では TEM 法による固体試料の分析も増えつつあるようである。水中アスベストについては、TEM 法がほぼ唯一の方法と言える。

最後に、大気中アスベストのモニタリングについて、除去対策現場におけるリアルタイムモニタリングの可能性を論じた。リアルタイムモニタリングが唯一可能である FAM 法の有効性を検証した結果、高濃度環境では PCM 法と一定の相関が認められたが、低濃度環境ではほとんど相関関係は認められなかった。また、除去対策現場で突然の事故を検出できた事例を示し、同様の現場でアスベストの漏れのチェックなどを行う際に有用である可能性を示した。

## 第 3 章 参考文献

- 1) 日本工業規格 空気中の繊維状粒子測定方法 JIS K3850, 日本規格協会 (1995)
- 2) 環境庁告示第 93 号「石綿に係る特定粉じんの濃度の測定法」(1989)
- 3) 労働省安全衛生部環境改善室編: 作業環境測定ガイドブック 1-鉱物性粉じん関係一, 日本作業環境測定協会 (1990)
- 4) NIOSH: Method7400, Fibers, In: NIOSH manual of analytical methods, U.S.Department of Health,

Education, and Welfare (1989)

- 5) OSHA: Method- ID-160, Asbestos in air, In: OSHA analytical methods manual, second edition, part 2, Inorganic substances, Vol.1, U.S.Department of Labor (1991)
- 6) ILO: Safety in the use of asbestos: An ILO code of practice, Geneva (1984)
- 7) WHO: Determination of airborne fibre number concentrations (1987)
- 8) ISO: ISO 8672, Air quality – Determination of the number concentration of airborne inorganic fibers by phase contrast optical microscopy – Membrane filter method (1993)
- 9) 労働省労働基準局長通達, 建築物の耐火等吹付け材の石綿含有率の判定方法 (基発第 188 の 2, 平成 8 年 3 月 29 日) (1996)
- 10) 厚生省生活衛生局水道環境部水道整備課監修: 水道とアスベスト, 日本水道協会 (1989)
- 11) Perkins,R.L. and Harvey,B.W.: Method for the determination of asbestos in bulk building materials (test method), EPA/600/R-93/116, PB93-218576, 99pp. (1993)
- 12) アスベスト発生源対策検討会, 環境庁大気保全局大気規制課監修: アスベスト排出抑制マニュアル増補版, ぎょうせい (1988)
- 13) U.S.EPA: 40 CFR 763, Appendix A to Subpart E, Interim transmission microscopy analytical methods (1987)
- 14) NIOSH: Method7402, Asbestos fibers, In: NIOSH manual of analytical methods, U.S.Department of Health, Education, and Welfare (1989)
- 15) ISO: ISO 10312 Ambient air determination of asbestos fibers direct-transfer transmission microscopy procedure (1993)
- 16) ISO: ISO 13794 Ambient air determination of asbestos fibers indirect-transfer transmission microscopy procedure (1993)
- 17) Chatfield,E.J. and Dillon,M.J.: Analytical method for determination of asbestos fibers in water, Environ. Res. Lab., U.S.EPA, Athens, GA., PB83-260471, EPA-600/4-84-043, 277p. (1983)
- 18) Brackett,K.A., Clark,P.J. and Millette,J.R.: Method 100.2 Determination of asbestos structures over 10  $\mu$  m in length in drinking water, Environmental Monitoring Systems Lab., U.S.EPA, Cincinnati, OH, EPA/600/R-94/134, PB94-201902, 21p. (1994)
- 19) Lynch,J.R., Ayer,H.E. and Johnson,D.L.: The interrelationships of selected asbestos exposure indices, Amer. Ind. Hyg. Assoc. J., Vol.31, p598 (1970)
- 20) 神山宣彦: 大気中の微小アスベスト粒子の電子顕微鏡による定量(2), 昭和 57 年度環境保全研究成果集, pp.104-1～11, 環境庁企画調整局 (1982)
- 21) 神山宣彦: 大気中の微小アスベスト粒子の電子顕微鏡による定量(3), 昭和 58 年度環境保全研究成果集, pp103-1～15, 環境庁企画調整局 (1983)
- 22) 神山宣彦, 富田雅行: 空気中の繊維状粒子測定方法, 空気清浄, 第 2 巻, 第 5 号, pp.53～65 (1995)
- 23) 日本石綿協会: 石綿粉じん濃度測定要領 (1984)
- 24) WHO: Asbestos and other natural mineral fibers, Environmental Health Criteria 53, pp.25～27 (1986)
- 25) Stanton,M.F., Layard,M., Tegerin,A., Miller,E. May,M., Morgan,E. and Smith,A.: Relation of particle dimension to carcinogenicity in amphibole asbestos and other fibrous minerals, J. Natl. Cancer Inst., Vol.67, pp.965～975 (1981)
- 26) Pott,F.: Some aspects on the dosimetry of the carcinogenic potency of asbestos and other fibrous dust, Staub-Reinhalt. Luft 38, pp.486～490 (1978)
- 27) Pott,F.: Animal experiments on biological effects of mineral fibers, IARC Sci. Publ. No.30, Lyon, pp.261～272 (1980)
- 28) Rooker,S.J., N.P.Vaughn and J.M.LeGuen: On the visibility of fibers by phase contrast microscopy, Am. Ind. Hyg. Assoc. J., Vol.43, pp.505～515 (1982)



- 29) U.S.EPA: 40 CFR 763.90 (1987)
- 30) 神山宣彦: 大気中の微小アスベスト粒子の電子顕微鏡による定量(1), 昭和 56 年度環境保全研究成果集, pp105-1~16, 環境庁企画調整局 (1981)
- 31) 神山宣彦: 電子顕微鏡による環境中浮遊アスベスト計測のための新しい試料処理方法, 第 62 回日本産業衛生学会講演集, p301 (1989)
- 32) ISO: ISO 10312 Ambient air - Determination of asbestos fibers direct-transfer transmission microscopy procedure (1993)
- 33) ISO: ISO 13794 Ambient air - Determination of asbestos fibers indirect-transfer transmission microscopy procedure (1993)
- 34) Burdett,G.J. and Rood,A.P.: Membrane filter, direct-transfer technique for the analysis of asbestos fibers or other inorganic particles by transmission electron microscopy, Environ. Sci. Technol., Vol.17, No.11, pp.643~648 (1983)
- 35) Breyse,P.N.: Electron microscopic analysis of airborne asbestos fibers, Critical Reviews in Analytical Chemistry, Vol.22, No.3,4, pp.201~227 (1991)
- 36) Anderson,C.H. and Long,J.M.: Interim method for determining asbestos in water, Environ. Res. Lab., Athens, Ga., US-EPA-600/4-80-005, 33pp. (1980)
- 37) Schreier,H.: Asbestos in the natural environment, Elsevier B.V.(1989)
- 38) Lippy,B.E. and Boggs,J.A.: Measuring airborne asbestos, J. Environ. Health, Vol.52, No.3, pp.157~160 (1989)
- 39) Cryberg,R.L.: The asbestos Hazard: Post-abatement monitoring using TEM, J. Environ. Health, Vol.52, No.3, pp.168~169 (1989)
- 40) 神山宣彦: 電子顕微鏡による石綿粉じんの測定法, 労働の科学, Vol.41, No.10, pp.44~50 (1986), Vol.42, No.2, pp.32~38 (1987)
- 41) Asbestos International Association: AIA Method, Method for the determination of airborne asbestos fibres and other inorganic fibres by scanning electron microscopy, RTM No.2, Asbestos International Association, London (1984)
- 42) Lilienfeld,P.: Light scattering from oscillating fibers at normal incidence, J. Aerosol Sci., Vol.18, No.4, pp.389~400 (1987)
- 43) Lilienfeld,P., Elterman,P.B. and Baron,P.: Development of a prototype fibrous aerosol monitor, Am. Ind. Hyg. Assoc. J., Vol.4, No.4, pp.270~282 (1979)
- 44) 小西淑人, 高田 昴: 繊維状エアロゾルモニターによる大気中アスベストの測定, 公害と対策, Vol.25, No.10, pp.22~27 (1989)
- 45) 橋場常雄: X線回折法による建材中のアスベスト分析について, 環境と測定技術, Vol.16, No.2, pp.45~51 (1989)
- 46) D.E.Lentzen, E.P.Brantly,Jr., K.W.Gold and L.E.Myers: Interim method for determination of asbestos in bulk insulation samples, EPA-600/4-82-020, PB83-153643, 52pp. (1982)
- 47) U.S.EPA: Federal Register, Vol.59, No.146, p38970 (1994)
- 48) Bishop,K., Ring,S.J., Zoltai,T., Manos,C.G., Ahrens,V.D. and Lisk,D.J.: Identification of asbestos and glass fibers in municipal sewage sludges, Bull. Environ. Contam. Toxicol., Vol.34, pp.301~308 (1985)
- 49) Pitt,R.: Asbestos as an urban area pollutant, J.WPCF, Vol.60, No.11, pp.1993~2001 (1988)
- 50) 日本石綿協会: 座談会「石綿製品中の石綿分析について」, せきめん, 第 596 号, pp.5~18 (1995)
- 51) U.S.EPA: Federal Register, Vol.58, No.239, p65622 (1993)
- 52) 高月 紘, 酒井伸一, 糸川嘉則: アスベストによる室内環境汚染と削減対策について, 大気汚染学会誌, 24, No.1, pp.28~36 (1989)
- 53) 神山宣彦: アスベストの環境問題の現状と対策, 労働衛生, Vol.29, No.3, pp.38~42 (1988)

- 54) 環境庁アスベスト飛散防止対策研究会監修: 建築物解体等に係るアスベスト飛散防止対策マニュアル, ぎょうせい, p60 (1999)

## 第4章 アスベストによる環境汚染と防止対策

### 4-1 はじめに

本章ではまず、アスベスト建材からのアスベスト飛散による環境汚染の程度や飛散防止対策の効果を把握することを目的として、京都大学における実施例を中心として建築物解体・改修時などのアスベスト飛散とその防止対策について論ずることとする。アスベスト建材としては、吹付けアスベストと石綿セメント製品（石綿スレート）の2つを取り上げる。吹付けアスベストと石綿スレートはそれぞれ飛散性の高いもの、容易な飛散はないが多大な蓄積量を有するものとして、ともに環境影響を考える上で極めて重要なものと位置づけることができる。

また、阪神・淡路大震災も例にとり、被災地におけるアスベスト飛散と地震発生後の一般環境大気中のアスベスト濃度上昇との関係を把握するために、被災した建築物の解体に伴うアスベスト飛散について実測及び資料調査を行うとともに、拡散モデルを用いて飛散がアスベスト濃度上昇に与えた影響を検討する。

### 4-2 吹付けアスベスト

アスベストを含む無機繊維の吹付け工法は 1932 年に英国で最初に開発された。国内でもアスベストの吹付けは耐火・断熱・防音などの目的で 1957 年頃から施工され、1964 年には一般の建築物への使用が開始され、さらに 1967 年には大量使用が開始された<sup>1)</sup>。ところが、1960 年代中頃から発がん性などの健康影響が問題となった後、1973 年には米国でアスベスト含有材料の吹付けが EPA によって禁止された。我が国でも 1975 年の特定化学物質等障害予防規則の改正によって、労働者保護の立場からアスベストの吹付けが原則的に禁止されている。

国内で建築物に消費された吹付けアスベスト量に関しては、日本石綿協会による 1971 年～1974 年の 61,931t なる値<sup>1)</sup>しか報告がない。しかしながら、前述した吹付けアスベストの国内使用年代を考えれば、実際に使用された量は日本石綿協会の報告値よりはるかに多いと考えられる。例えば、吉野<sup>2)</sup>は各種統計資料などから、都内での使用量だけで 2.3 万トンと推定している。

ここでは、次のようにして吹付けアスベストの国内使用量を推定した。まず、窯業・建材統計年報には数種の「石綿製品」が記載されているが、吹付けアスベストが特記されている区分はなく、定義上「石綿製品（その他）」の区分に含まれるものと推察される。また、「石綿製品（その他）」の生産量は、図 4.1 に示すように 1960 年代から 1972 年まで増加傾向にあって、かつ 1972 年をもって統計が中止されている。この「石綿製品（その他）」の生産量の推移は、1957 年に使用開始され 1971 年には約 2 万 t に達した吹付けアスベストの使用と共通するものがあるとみられる。よって、定義上及び生産量の推移に関する理由から、「石綿製品（その他）」の大半は吹付けアスベストを表しているものと考えた。これをケース 2 として、図 4.1 に示すように 1957 年に吹付けアスベストが建築物に使用開始され、1980 年まで使用が継続されたものと仮定し、これと前述の統計値を破線で結んでできる値を推定値とした。このとき、1957 年から 1964 年までは使用量は小さく、1967 年から 1971 年までは大きくなるように、1964 年及び 1967 年の使用量を「石綿製品（その他）」生産量に対してそれぞれ 20%、70%（1971 年～1972 年の比とほぼ同じ）と仮定して破線を結んでいる。この結果、1957 年～1980 年で吹付けアスベストは 17.0 万 t 程度使用されたと推定された。

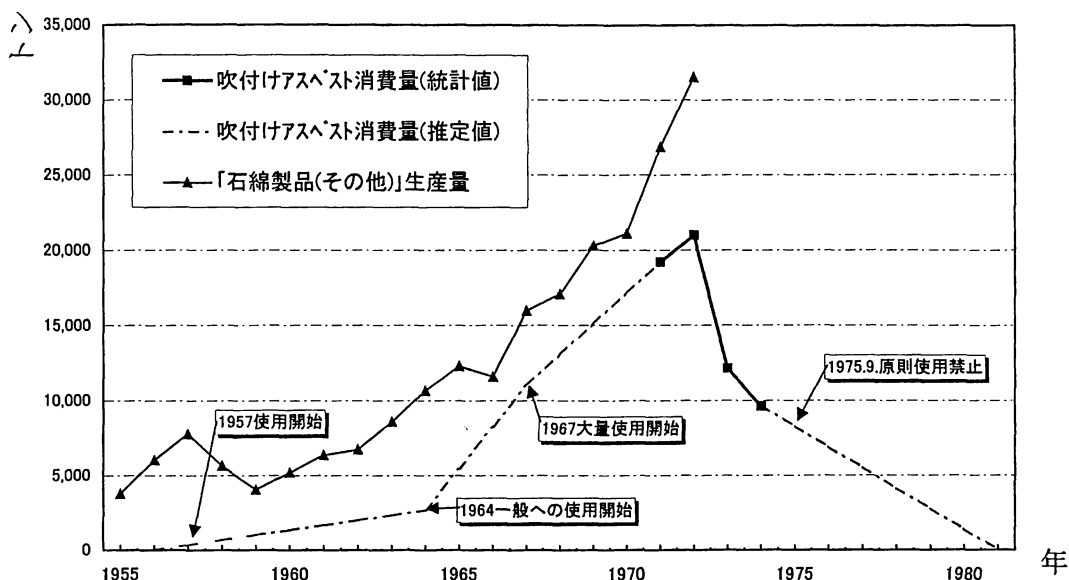


図 4.1 国内の吹付けアスベスト消費量と「石綿製品(その他)」生産量

#### 4-2-1 吹付けアスベストによる室内環境汚染

吹付けアスベストによる室内環境汚染は、吹付け材料自体の飛散性からアスベスト製品の中でも特に繊維が飛散しやすいものであること、吹付けからのアスベスト暴露は典型的な長期・非職業的暴露の機会であること、さらに吹付けが公共施設に多く存在することなどの理由により、アスベスト問題の中で最も大きな関心を集めているものの一つとなっていた。1987年には京都大学においても剥離・削落状態になっている吹付けアスベストが、西部食堂・教養部講義室において計約 2,000m<sup>2</sup> 存在していることが明らかになり、その室内環境汚染について調査を行った。X線回折法による繊維の同定の結果、西部食堂でクリソタイル 10%、教養部講義室の表層でクリソタイル 40~50%、同じく内層でクロシドライト 50%が検出された。

表 4.1 に吹付けアスベストのある室内におけるアスベスト濃度の位相差顕微鏡 (Phase Contrast Microscope; PCM) 法による測定結果を示した。以下、本章で示す濃度は断りがなければ、全て PCM 法によるものである。表 4.1 より人的活動のない閉鎖状態では 1.3f/L(西部食堂)、1.1f/L(教養部講義室)であり、学内一般環境に比べて若干高いものの大差のない濃度であった。また、教養部講義室において資材搬入のあった人的活動状態では 3.8f/L、ファン稼働状態では 18f/L と閉鎖状態ならびに学内一般環境と比較して高い濃度となった。これは室内が攪乱されるほど床面などからのアスベスト繊維の再飛散が増すことを示すものであり、閉鎖状態では低濃

表 4.1 吹付けアスベストのある室内アスベスト濃度

		測定値[f/L] (最小~最大)	測定 数
吹 付 け 室 内	西部食堂 (閉鎖状態)	1.3 (0.6~4.4)	14
	教養部講義室 (閉鎖状態)	1.1 (0.6~1.6)	12
	教養部講義室 (人的活動状態)	3.8 (2.2~17)	9
	教養部講義室 (ファン稼働状態)	18 (15 ~21)	3
一 般 環 境	西部食堂周辺環境	0.8 (0.6~1.2)	4
	教養部講義室周辺環境	0.5 (0.3~0.6)	4
	京都大学一般環境	0.6 (0.3~1.2)	16

度であっても、室内には吹付け面から遊離したアスベストの潜在的な蓄積があることがわかった。

#### 4-2-2 除去時におけるアスベストの飛散とその防止対策

一般に吹付けアスベストに対する削減対策方法としては、①除去（removal）、②封じ込め（encapsulation）、③囲い込み（enclosure）の3つの方法が知られている<sup>3,4)</sup>。表4.2には建設省が示した3方法の特徴の要約を示す。その中では、②封じ込め、③囲い込みの方法は低コストで迅速にアスベスト削減が可能となるが、アスベストが結局は残存し、事後の管理、監視が必要であるとしている。これに対し、①除去工法は②③に比較して除去後代替品が必要となるものの、完全除去により事後の管理が不必要となる利点を挙げている。その上で神山<sup>5)</sup>は、不適切なアスベスト除去工事による新たな環境汚染の危惧から、吹付けアスベスト除去に際しては訓練を受けた作業員が種々の付帯設備と器具を用いて細心の注意を払う必要がある旨、警告している。さて、西部食堂・教養部講義室の緊急対策法としては、両者とも剥離・削落が顕著であることなどから除去工法を選択し、工事が適切に行われるようにアスベスト除去に関わる特記仕様を策定した。特記仕様の内容は日本石綿製品工業会のマニュアル<sup>6)</sup>を参考にしたもので、呼吸用保護具・保護服の着用、作業所の隔離、飛散防止剤の使用などを含む破碎・解体作業法の指定、廃棄物の固化・密封などからなる。

表 4.2 吹付けアスベスト飛散防止処理工法の特徴<sup>4)</sup>

	①除去工法	②封じ込め工法	③囲い込み工法
長所	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 処理後の当該吹付けアスベストに関する維持保全が不要。</li> <li>・ 処理後、解体時等の当該の吹付けアスベスト等を考慮しなくて済む。</li> <li>・ 処理後の使用、利用者等のアクセスに対して配慮しなくてよい。</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 一般的に安全衛生管理は容易である。</li> <li>・ 一般的にアスベスト廃棄物は発生しない（ただし養生材等の処理は必要）。</li> <li>・ 一般的に除去工法に比べ工事費が安価である。</li> <li>・ 一般的に除去工法に比べ工事期間は短い。</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 工法の内容によるが一般的に安全衛生管理は容易である。</li> <li>・ 一般的にアスベスト廃棄物は発生しない（ただし養生材等の処理は必要）。</li> </ul>
短所	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 安全衛生管理が他に比べ厳密に求められる。</li> <li>・ アスベスト廃棄物の処理が必要となる。</li> <li>・ 一般的に工事費は高価である。</li> <li>・ 一般的に工事期間が長い。</li> <li>・ 安易な工法では作業中及び作業者の環境を著しく悪化させるおそれがある。</li> <li>・ 代替材料の検討が必要。</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 当該吹付けアスベストが残る。</li> <li>・ 吹付けアスベスト層の劣化、損傷の程度が大きい場合は実施が困難。</li> <li>・ 下地との接着性が全面的に不良な場合には実施が困難。</li> <li>・ 処理後の維持保全に留意する必要がある。</li> <li>・ 処理後、解体時等に当該アスベストの飛散防止を考慮する必要がある。</li> <li>・ 処理後の使用、利用者等のアクセスに対する配慮が必要となる。</li> <li>・ 処理後の当該吹付けアスベストの撤去が困難。</li> <li>・ 粉じん飛散防止処理剤の防耐火等の検討が必要。</li> <li>・ 処理後に当該部位が損傷を受けないことが前提となる。</li> <li>・ 飛散防止処理剤等には様々な特性があるので事前のチェックが必要。</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 当該吹付けアスベストが残る。</li> <li>・ 一般的に室内、天井高等が減少する。</li> <li>・ 処理後の維持保全に留意する必要がある。</li> <li>・ 処理後、解体時等に当該アスベストの飛散防止を考慮する必要がある。</li> <li>・ 場合により他の内装等に手を入れる必要が生じる。</li> <li>・ 囲い込み材の貫通するダクト、配管等の周辺処理に留意する必要がある。</li> <li>・ 囲い込み材料の防耐火等の検討が必要。</li> <li>・ 処理工事は、通常の内装工事等に準じたものとなるが吹付けアスベスト層にはあらかじめ飛散防止処理剤が必要な場合がある。</li> </ul>

除去作業中におけるアスベスト濃度は表 4.3 に示すように、隔離シート内部は西部食堂で 780f/L、教養部講義室で 3,700f/L であった。教養部講義室では我が国の作業環境管理濃度 2f/cc (2,000f/L) を越える場合もみられた。解体作業法として指定した飛散防止剤の使用にも関わらず管理濃度を越えたことは、労働者保護の観点から望ましいものではなく、湿潤化の徹底や集じん機の設置など、さらなる飛散防止対策の検討が必要とされた。なお、作業場の汚染によっても作業場への直接的なリスク上昇がないよう、今回のように保護服や保護マスクの使用およびその性能試験が必要であることはいうまでもない。また、除去作業場所のシート隔離による効果については、表 4.3 に掲げた除去作業中の周辺環境濃度が除去前の周辺環境ならびに学内一般環境濃度と比較しても大差のない値であったことから、高濃度の作業場汚染にもかかわらずシートによる隔離が非常に有効であったことを示している。

次に、アスベスト除去作業終了後の室内濃度の減衰状況を調べた。その結果を西部食堂を例に図 4.2 に示すが、除去期間 1,200f/L であったものが 2 日後に 120f/L、9 日後には 1.7f/L となり、除去 9 日後にシート撤去を行い、その後清掃、集塵フィルターを付帯した換気装置による換気を行った。さらに減衰過程のアスベスト濃度を定式化するために指数関数形を仮定してパラメータ推定を行った結果、 $x$  を経過日数[days]、 $y$  をアスベスト濃度[f/L]として、

$$y = 1,200\exp(-1.15x) + 0.6$$

なる式を得た。図 4.2 に示すように、この減衰曲線実験式は撤去後初期と 10 日以上経過後では

表 4.3 吹付けアスベスト除去作業中のアスベスト濃度

		測定値[f/L] (最小～最大)	測定数
除去作業中	西部食堂隔離シート内部	780 (220～1600)	21
	西部食堂周辺環境	0.7 (0.3～1.1)	9
	教養部講義室隔離シート内部	3700 (400～26000)	33
	教養部講義室周辺環境	0.5 (0.2～0.9)	10
一般環境	西部食堂除去前周辺環境	0.8 (0.6～1.2)	4
	教養部講義室除去前周辺環境	0.5 (0.3～0.6)	4
	京都大学一般環境	0.6 (0.3～1.2)	16

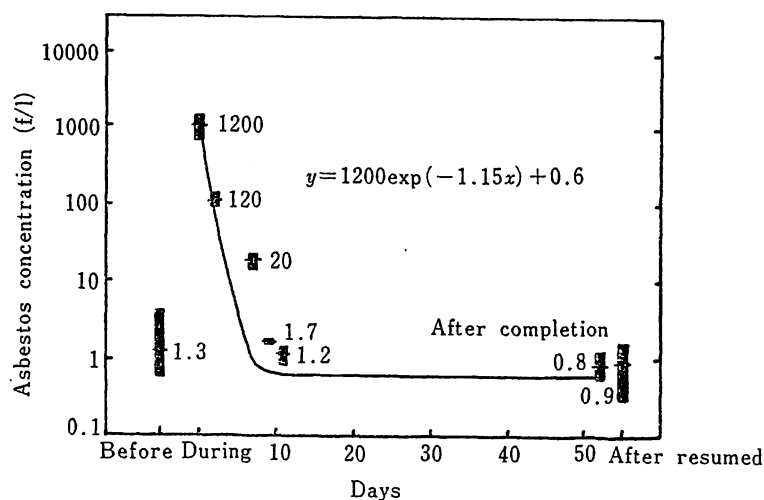


図 4.2 吹付けアスベスト除去後の室内アスベスト濃度減衰曲線（西部食堂）

適合性は良好であるが、3～7日経過後では若干過小評価となっている。教養部講義室についても同様の考察を行ったが、除去中にアスベスト濃度が1,000～2,000f/Lあたりまで上昇した場合、十分な減衰には1週間以上必要とみるのが適当であろう。

最後に、除去工事終了後のアスベスト濃度を表4.4に示した。除去後閉鎖状態の室内では西部食堂で0.8f/L、教養部講義室で0.4f/Lとなり、除去前の閉鎖状態や動的状態における室内濃度よりも低下していることがわかる。参考に学内一般環境濃度と平均値有意差のt検定を行ったところ、西部食堂除去後室内では有意水準5%で有意差なし、教養部講義室では有意水準5%、1%で有意に低濃度であると判定された。

また使用開始後の室内濃度についても西部食堂、教養部講義室でそれぞれ0.9f/L、0.3f/Lであり、除去前の人的活動状態のような高い濃度とはなっていない。これは除去作業後は室内に残存しているアスベストが少ないために、床面などからの再飛散がほとんど生じていないことを示すものである。

表 4.4 吹付けアスベスト除去終了後のアスベスト濃度

		測定値[f/L] (最小～最大)		測定 数
除去後室内	西部食堂（閉鎖状態）	0.8	(0.6～1.3)	11
	教養部講義室（閉鎖状態）	0.9	(0.3～1.6)	8
	教養部講義室（人的活動状態）	0.4	(0.1～0.7)	24
	教養部講義室（ファン稼働状態）	0.3	(0.2～0.3)	3
一般環境	西部食堂除去前周辺環境	0.8	(0.6～1.2)	4
	教養部講義室除去前周辺環境	0.5	(0.3～0.6)	4
	京都大学一般環境	0.6	(0.3～1.2)	16

#### 4.3 石綿スレート

石綿スレートに代表されるアスベスト含有建材は、図2.4に示したように現在ではアスベストの使用量の90%以上と大半を占めている。1900年にオーストリアで発明された石綿スレートは、我が国では1904年に初めて使用された。以後1950年に建築基準法による法定不燃材料に指定されて以来、その生産量は1970年代までに急激に伸び、1985年には年間7,700万枚（アスベスト量で約15万4千トン）に達していた<sup>8)</sup>。吉野<sup>2)</sup>は1986年までの建材中アスベストの全国消費量を467万トンと推定しており、都内での建材別の比率から、同年までに全国の石綿スレート類にはおよそ400万トンのアスベストが消費されていたとみられる。

1980年代に広く用いられていた石綿スレートの種類を表4.5に示す。表4.5は環境庁<sup>9)</sup>が便宜的に示した区分に従っているが、波型石綿スレート（波板）や石綿セメント板（ボード）からなるJIS上の石綿スレート（JIS A5403）の他に、これに類似する特殊ボードやパネルなどの成型板も広義の石綿スレートに含まれるとみてよいと考えられる。これらの石綿スレートは耐水性・耐久性・耐候性・遮音性・断熱性等に優れているため、屋根・壁用として工場・倉庫・住宅・鉄道施設等に広く使用されてきた。

石綿スレートに含まれる材料としては、JIS A5403の中の波板の場合、表4.6に示すようにアスベスト（クリソタイル）とセメント（ポルトランドセメント）が用いられ、1984年までその標準割合（質量比）はアスベスト15%、セメント85%であった。2-5-1でも述べたように、労働安全衛生法による名称表示等の義務の適用除外が、特定化学物質等障害予防規則の改正によって1995年1月に含有重量で5%から1%に強化されたが、それと同時にJIS A5403は繊維強化セメント板（JIS A5430）に移行された。表4.5に示した石綿スレートは、1995年までにはJIS

表4.5 石綿スレートの種類（環境庁<sup>9)</sup> による区分を加筆修正）

中区分	小区分	細区分	JIS規格	備考
石綿スレート	石綿スレート	石綿スレート 〔波形石綿スレート（波板）〕 石綿セメント板（ボード）	A5403	1995年1月よりA5430（繊維強化セメント板）に移行
	特殊ボード	石綿パーライト板	A5413	1995年1月よりA5430（繊維強化セメント板）に移行
		石綿セメントけい酸カルシウム板	A5418	1995年1月よりA5430（繊維強化セメント板）に移行
		化粧石綿セメント板	A5421	1989年4月よりA5403に移行
		化粧石綿セメントけい酸カルシウム板	A5424	1989年4月よりA5418に移行
		吸音用穴あき石綿セメント板	A6302	1994年7月よりA6301（吸音材料）に移行
		住宅外装用石綿セメント下見板及び石綿セメント羽目板	A5422	1995年1月に改正（窯業系サイディングに名称変更）
		住宅屋根ふき用石綿スレート	A5423	1995年1月に改正（住宅屋根用化粧スレートに名称変更）
	パネル	合板補強石綿セメント板	A5425	1989年4月に廃止
		石綿スレート木毛セメント合成板	A5426	1995年1月に改正（スレート・木毛セメント積層板に名称変更）

表4.6 JIS A5403におけるアスベストとセメントの標準割合（質量比）[%]

種類		アスベスト （クリソタイル）	セメント（ポルトランドセメント）
波板		15	85
ボ ー ド	フレキシブル板	30	70
	平板	15	85
	軟質板		

注：1984年以前の規格

A5430 などに移行されたり、名称変更または廃止されたりした結果、いずれも「石綿」の名称が消えるとともに、アスベストの含有量に関する規定はなくなっている。

#### 4-3-1 石綿スレートの劣化によるアスベスト飛散

石綿スレートについては一般に、アスベストがセメントによって固形化されているため吹付け材のような飛散性のものとは異なり、良好な状態では飛散の恐れはないと考えられている。本研究では石綿スレートの劣化による表面からのアスベストの飛散を調べるため、劣化石綿スレート使用箇所の周辺および一部は表面から 10cm の点でサンプリングを行い、PCM 法によって測定した濃度を一般環境濃度ならびに新品の石綿スレート表面における濃度と比較した。その結果は表 4.7 が示すように劣化スレート周辺および表面の濃度はおよそ 1 f/L 以下であり、一般環境濃度や新品スレート表面の 0.6f/L と比較して大差のない濃度であった。

一般にアスベストは、石綿スレートとして外装に使用された場合、年間を通じて時には一日の中で急激な温度変化、湿度変化、雨風の衝撃などの風化作用にさらされる。Spurny<sup>10,11)</sup>らはセメント表面の腐食・劣化とともにアスベスト繊維が遊離・沈積し、そのうち20%は風によって大気環境中に散乱するとしている。一方、Bornemannら<sup>12)</sup>によると、セメント表面の腐食・劣化は場所と被覆度と年数によって異なるとしたものの、測定濃度は1,000f/m<sup>3</sup>（1.0f/L）以下で居住



者や近隣に対する直接的な危険は認められなかったとしている。また、小林<sup>13)</sup>は、簡易風洞装置を使用して石綿セメント製品（石綿スレート）からの飛散量を測定した。装置内に検体を置き、風速5m/secで送風して風下でアスベスト濃度をPCM法によって測定した。その結果、19検体中16検体で飛散はなく、未使用品と使用済み品による差異も認められなかった。

これらの結果を総合すると、劣化した石綿スレート表面からのアスベストの飛散の可能性は必ずしも否定できないが、現在のところ環境への影響は少ないと思われる。しかしながら、スレート表面に与える様々な条件下での知見は不十分であり、なおデータの蓄積が必要といえよう。

表 4.7 劣化石綿スレートの周辺および表面におけるアスベスト濃度の比較

測定値 [f/L] (最小～最大)	測定地点
0.6 (0.4～0.9)	京都大学一般環境
0.3 (0.2～0.3)	小児科 屋内
0.3 (0.2～0.6)	" 周辺
0.4 (0.3～0.6)	薬品庫 周辺
0.8 (0.4～3.2)	内科病棟 周辺
0.8 (0.3～1.5)	中央病棟 屋内
0.8	" 周辺
0.6 (0.4～0.9)	新品スレート表面
0.3 (0.2～0.4)	小児科 スレート表面
0.4 (0.3～0.5)	薬品庫 スレート表面

#### 4-3-2 石綿スレート解体に伴うアスベスト飛散

石綿スレートが使用されている建築物では、その解体・改修作業時に激しい破碎・摩耗などの物理的作用を受けてアスベスト繊維が表面に露出した後、環境中に飛散することが十分考えられる。ここでは、京都大学内の石綿スレートを含む建築物の解体・改修現場およびその周辺において、解体中に大気中のアスベスト濃度を測定した結果を示し、その評価を行う。

##### (1) 解体・改修作業状況

1988年10月から1989年2月までに京都大学内の4ヶ所で、前述の劣化石綿スレートを使用した建築物の解体・改修作業を行った。表4.8にその作業内容の概略を示す。小児科研究室、薬品庫、内科病棟は建物全体の解体、中央食堂は建物内部の改修作業である。4ヶ所とも他の部分に先立って石綿スレートの解体（除去）が行われた。

小児科研究室内の廊下、薬品庫、内科病棟のD・F、中央食堂では、ハンマー・ボールなどでスレートを次々と粉砕した。一方、小児科研究室内の屋根に対してはボルトでの接合部以外なるべく原形を保ったまま取り外され、内科病棟のEでは接合部のビスを外すことによって非破壊で取り外すといった、スレートを慎重に扱う方法がとられた。全体的にスレートを粉砕していた現場の方が、慎重な取り外しを行った現場よりも粉じんの発生量は目に見えて激しかった。また実際にはスレートをおよそ取り外した後に、散乱した破片を収集・破碎して袋詰めする作業や、接合部に残存した破片をハンマーでたたき落とす作業も行われた。

表 4.8 石綿スレート解体作業の概略

作業場所	使用箇所	作業内容	養生方法	測定地点
小児科①	屋根	非破壊	開放系	シート内
" ②	天井（屋内）	粉碎	開放系*	"
薬品庫	屋根	"	開放系	"
内科病棟①	間仕切（屋内）	"	閉鎖系	シート内
" ②	"	非破壊	"	"
" ③	渡り廊下の天井	粉碎	"	"
中央食堂	天井（屋内）	"	"	シート内, 周辺

\* 屋内のため閉鎖状態に近い

## (2) 解体・改修にともなう飛散状況

表 4.9 に解体中の測定結果を示す。これより、解体中に作業空間をシート隔離した閉鎖空間（以下、閉鎖系）内では中央食堂の 360f/L をはじめ、かなり高濃度になっていることがわかる。これに対し、防じんシートが建物の周囲にしか設置されなかった開放空間（以下、開放系）の小児科・薬品庫では数 f/L の低い濃度となった。小児科・薬品庫のシート内濃度が中央食堂や内科病棟のシート内と比較して低かったのは、上部が吹抜けの開放系で屋根の解体を行ったものであるために、解体中に発生したアスベスト粉じんが周囲のシートを越えて飛散してしまったものと考えられる。すなわち、開放系での解体作業は、スレート解体にともなって発生したアスベストを一般大気中に飛散させる恐れが大きいと思われる。

また、スレートを非破壊で慎重に扱うことの効果を見ると、作業状況が似ていた小児科と薬品庫のシート内濃度は粉碎で 2.2f/L、非破壊で 0.3f/L と、どちらも低濃度ながら差がみられた。しかし、一方で慎重な扱いの内科病棟 E における濃度が 44f/L と決して低くなかったことから、たとえ石綿スレートの解体を非破壊で行っても閉鎖系内では数 10f/L と高濃度になることもあるようである。このほか、スレートをおよそ取り外した後の清掃として、薬品庫では破片の収集・破碎を、内科病棟 E では破片をたたき落とす作業を行い、その近傍でアスベスト濃度を測定した。その結果、それぞれ 18f/L、31f/L と高濃度となり、スレートの破片に衝撃を与えている間はその部分から飛散が生じていることが示された。

これと関連して、Brown<sup>14)</sup>は石綿セメント材料使用の建築物の解体・改修中におけるアスベスト暴露を、作業者の個人暴露濃度をもとに考察した。これによると、作業中のアスベスト濃度はスレートの物理的損傷および劣化の程度に依存するとしている。さらに、屋根交換・建物解体中は取り外したスレートを積み重ねる際の表面の湿潤化や慎重な取扱いが効果的とする一方で、除去前の湿潤化や表面への薬剤の散布は、元々表面に露出していない部分からのアスベスト飛散のために、その効果は予測不可能であるとしている。

表4.9 アスベスト濃度測定結果（解体中）

	測定値 (f/L)	測定地点	備考
開放系	4.5 (2.9～6.1) 0.3 (0.2～0.4) 2.2 (1.7～3.4)	小児科① シート内 " ② 周辺 薬品庫 周辺	粉碎 非破壊 粉碎
閉鎖系	44 40 360 (190～710)	内科病棟① シート内 " ③ " 中央食堂 シート内	非破壊 粉碎 粉碎

### 4-3-3 石綿スレートの飛散性試験

個々の解体現場においては、石綿スレートからのアスベスト飛散量を予測したり、当該アスベスト廃棄物が飛散性を有するか否かを決定する必要がある場合がある。この目的のためには、飛散性試験ともいえるべき方法があって、飛散量に関する何らかの定式化が行われることが望ましい。しかしながら、廃棄物からの重金属の溶出試験に相当するような、アスベスト建材やその廃棄物からの飛散性を簡便に測る試験方法は現在までは見あたらない。

よって、石綿スレートから飛散するアスベストは、物理的作用を受けて石綿スレート本体から解離された粉塵に含まれるアスベストであるとして、以下のような飛散の過程を検討した。まず、スレートに物理的な力を加えられ、その一部が破壊され、アスベストを含む表面が新たに露出する。この露出面積の大小は、破壊方法及びスレート自体の強度の違いによって変化する。次に、この露出した部分のうちスレート本体側に補足されるものと地表に沈降したものを除く粉じんが大気中に飛散するが、この粉じんの量は、スレートの含水率や湿度その他の気象条件の影響を受ける。また、飛散した粉じん中のアスベストの量は、スレートのアスベスト含有率によって決定される。以上の考察によれば、石綿スレートからのアスベスト飛散量推定の因子となるものは、破壊方法、強度、含水率、含有率などが考えられる。小林<sup>15)</sup>と筆者は、そのうち破壊方法、含水率、含有率がアスベスト飛散量に与える影響を調べるための飛散性試験を行った。すなわち、5種類の様々な石綿スレートをジョー・クラッシャーを用いて粉碎し、飛散したアスベストの量を測定した結果、破壊方法が激しいもの、含有率が高いもの、ならびに含水率が低いものの飛散量を高いことが確認できた。しかし、残念ながら、これらの因子と飛散量との間での定式化には至らなかった。

参考までに、日本の廃石綿等処理マニュアル<sup>7)</sup>では、飛散性か非飛散性かは製品により識別するとしている。また、米国EPAの有害大気汚染物質排出基準（National Emission Standard for Hazardous Air Pollutant; NESHAP）<sup>16)</sup>では、処分場の基準として目に見える排出がないことを、また、学校における吹付けアスベストの評価として用いられたFerris Index<sup>17)</sup>には破碎性（friability）の項目の中にnonfriableからVery friableまでに4つの基準がある。しかしながら、これらはいずれも視認によるものに過ぎない。

これに対して、石井ら<sup>18)</sup>は石綿スレートなどの破壊実験を行った。すなわち、39.8m<sup>3</sup>の密閉室内で30×30cmの試験板を5枚ずつ、50cmの高さから7.26kgのしんちゅう球を落として割り、室内大気を10L/min×20min採取してPCM法により濃度を測定した。その結果、アスベスト発塵量とかさ比重の間に図4.3のような回帰式を求め、かさ比重が小さいほど発塵量が大きいことを示した。

$$\text{アスベスト発塵量}(10^5\text{本/枚-試験板})=246.1 \times \exp(-1.745 \times \text{かさ比重}(\text{g/cm}^3))$$
$$R^2=0.8755, n=19$$

このような関係から、かさ比重がアスベストの飛散性を表す指標になる可能性を示唆しているとも考えられよう。

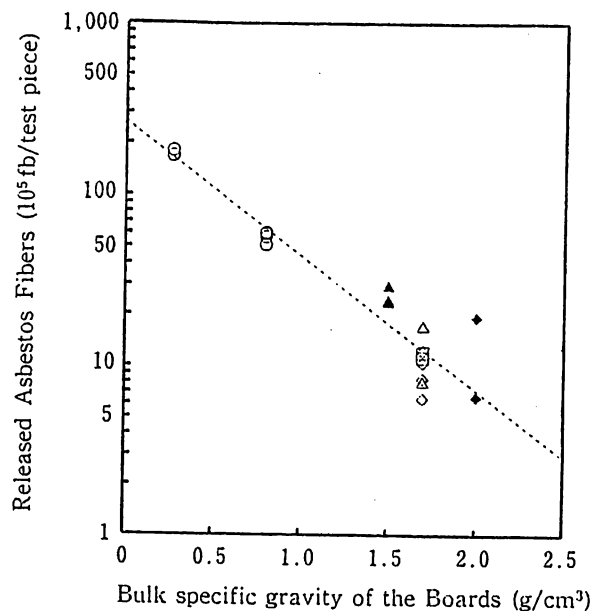


図 4.3 石綿スレートのかさ比重とアスベスト飛散量との関係<sup>18)</sup>

- : Silica Asbestos-Cement Board
- ◇: Asbestos Cement Sheet (Flexible Board)
- : Asbestos Cement Sheet (Flat Sheet)
- △: Asbestos Cement Sheet (Corrugated Sheet)
- ×: Vinyl Floor Tile
- Dark marked symbols mean weathered samples.

#### 4-3-4 石綿スレートの飛散防止対策

今回の調査により、作業空間別では閉鎖系内での高濃度と、開放系での一般への飛散の可能性が示された。また、解体方法では非破壊による効果は一部で高濃度が検出されたものの、概して有効であることが示された。全国で 400 万トンと推定される石綿スレートからのアスベスト飛散防止対策としては、建物の解体・改修の際には基本的には石綿スレートの事前除去をすべきであろう。事前除去と合わせて今回試みた、非破壊による除去や閉鎖系の設置のほか、集じん機の設置や湿潤化などの方法も考えられる。例として、横浜市<sup>19)</sup>では「アスベスト（石綿）使用建築物の改修・解体工事暫定指導指針」の中で、石綿セメント製品の解体面積が 1,000m<sup>2</sup>以上の建築物に対し、十分な散水および状況によって手ばらしにより解体を行うこととしている。また、東京都<sup>20)</sup>も「建築物等の工事に伴うアスベスト飛散防止対策指導指針」の中で、できるだけ非破壊で撤去を行うことなどを求めた。

しかしながら、以上のような対策を他の全ての現場で実施することは、現実として不可能である。石綿スレートをはじめとする石綿セメント製品のアスベスト対策としては、解体工法の検討が必要であることはいうまでもないが、その危険性や潜在量とともに使用状況や使用による利便性なども考慮した上で、代替品開発を含む製品対策から総合的に検討すべき問題であると思われる。

#### 4-4 阪神・淡路大震災におけるアスベスト飛散<sup>21)</sup>

1995 年 1 月 17 日午前 5 時 46 分に発生した平成 7 年兵庫県南部地震（マグネチュード 7.2）による阪神・淡路大震災は、建造物の倒壊などとともに、大気汚染や災害廃棄物などの環境問

題も引き起こした。大気汚染については、野焼きを含む災害廃棄物の処理に伴う問題の他に、建築物の倒壊及び解体・改修に伴うアスベスト飛散も、社会問題として広く関心を集めた。

建築物に含まれていた吹付けアスベストは、1980年代後半に社会問題となった際、公共建築物に存在していたものは除去を含む対策が多くとられた。一方で、対策には多額の費用を要したこと及び法規制が行われなかったことなどの理由により、私有建築物にはほぼ無対策のまま1990年代を迎えている。このような背景のもと、既にアスベストに対する一般の関心が薄れた時点で阪神・淡路大震災が生じ、再び社会的な関心を集めることとなった。本節では、被災地において建築物の解体に伴ってアスベスト飛散が生じた状況を把握し、そこでのアスベスト飛散と地震発生後の一般環境大気中のアスベスト濃度上昇との関係を探ることを目的とする。そのために、被災した建築物の解体に伴うアスベスト飛散について実測及び資料調査を行うとともに、拡散モデルを用いて飛散がアスベスト濃度上昇に与えた影響を検討した。

#### 4-4-1 地震災害によるアスベスト飛散の概要

##### (1) 阪神・淡路大震災におけるアスベスト飛散防止対策の経緯

倒壊建築物の解体によるアスベスト飛散に対して、表 4.10 に概要を示すように、国や関係自治体は様々な防止対策を講じてきた。環境庁は地震発生後の1月31日、兵庫県、神戸市に対して解体に係る飛散防止対策の徹底を指示、同時に労働省、建設省にも関係自治体や団体に対して徹底指導を行うよう要請した。これを受けて、2月22日、神戸市は建設業者約1,400社に対しアスベスト対策の徹底について通知している。また、その翌日には8省庁12課室からなる石綿対策関係省庁連絡会議が、「阪神・淡路大震災に伴う建築物の解体・撤去に係るアスベスト飛散防止対策について」を関係機関・団体に通知している。これは解体・撤去を行う事業者に対し、吹付けアスベスト使用の確認を求め、使用が確認された建築物は倒壊する危険性から立入禁止の場合を除き解体前に除去し、確認できない場合は解体時に薬剤散布や散水をする、というものであった。その後、兵庫県は4月に「阪神・淡路大震災における民間倒壊建築物の解体撤去工事に関する指針」を、神戸市は5月に「震災に伴う家屋解体・撤去工事におけるアスベスト粉じん対策指導指針」をそれぞれ策定した。これらはともに、解体業者に対して、解体・撤去に伴う吹付けアスベストの事前調査及び除去、アスベスト使用が確認できない場合のシート養生や散水、対策工事計画書の提出、工事に伴うアスベスト濃度の測定、ならびに工事終了報告書の提出などを求めるものであった。加えて、神戸市の指針には工事の中止及び改善の要請も含まれており、不適切な工事のために神戸市が工事中止を命じたケースも15例あった<sup>22)</sup>とされる。このような状況下で環境庁、兵庫県、神戸市、兵庫労働基準局はアスベスト飛散防止や労働者保護の観点から、現場での指導徹底やパトロールなどを行ってきた。なお、建築物解体に伴うアスベスト飛散防止は、1996年1月施行の兵庫県「環境の保全と創造に関する条例」による石綿粉じんの飛散防止基準や、同年5月改正の大気汚染防止法による特定粉じん排出等作業に係る作業基準によって、初めて法令化がなされた。

この間、兵庫県や神戸市などは倒壊建築物のアスベスト使用実態調査を行っている。結果を詳しく公表した神戸市<sup>23)</sup>によれば、第一次調査は地震発生2ヶ月後の3月に、全壊・半壊のコンクリートビル（S造、RC造、SRC造建築物；それぞれ鉄骨造、鉄筋コンクリート造、鉄骨鉄筋コンクリート造建築物を示す）約1,200棟について外観・吹付け材料分析・建築年次確認などによって実施された。表 4.11 に示すように25棟でアスベストが確認され、加えて15棟について昭和50（1975）年以前の吹付けがアスベスト使用確実と判断された。その結果、全体の3%にあたる40棟がアスベスト使用確実またはほぼ確実と判断されている。つづいて、同様の手法により6月に第二次調査、11月にはより詳細な第三次調査を行っており、その結果を第一次とあわせて表 4.12 に示す。これより、第二次調査で13%の吹付け、第三次調査で20%の吹付けアスベストが確認されていることから、倒壊建築物の10%程度には吹付けアスベストがあったものと推測される。

表 4.10 平成 7 年兵庫県南部地震後における行政の対応（モニタリングを除く）

	発信者	指導などの名称	内容		
			建物解体にあたっての吹付けアスベストの事前調査	建物解体時の吹付けアスベストの事前除去など	その他
95/1/31	環境庁	兵庫県、神戸市あてに飛散防止対策の徹底指導を指示	詳細不明	同左	同左
95/1/31	環境庁	労働省、建設省あてに、関係自治体および関係団体に対するアスベスト飛散防止対策の徹底指導を要請	詳細不明	同左	同左
95/2/22	神戸市	建設業者約 1,400 社にアスベスト対策の徹底を通知	詳細不明	同左	同左
95/2/23	石綿対策省庁連絡会議（環境庁・建設省など 8 省庁）	阪神・淡路大震災に伴う建築物の解体・撤去に係るアスベスト飛散防止対策について	事前調査	事前除去、事前に確認や除去ができない場合は薬剤散布や散水	—
95/3/3 95/3/17 95/3/31	環境庁	政府広報誌によるアスベスト飛散防止対策の啓発	詳細不明	同左	同左
95/3/8	環境庁・兵庫県・神戸市	第 1 次アスベスト使用実態調査	—	—	—
95/4	兵庫県	阪神・淡路大震災における民間倒壊建物の解体撤去工事に関する指針	事前調査	事前除去、事前除去ができない場合は薬剤・散水等による飛散防止やアスベストの分別収集	—
95/5/1	神戸市	震災に伴う家屋解体・撤去工事におけるアスベスト粉じん対策に係る基本方針、ならびに指導指針	事前調査	「既存建築物の吹付けアスベスト粉じん飛散防止処理技術指針・同解説」に準拠した対策（事前除去など）、事前に確認できない場合は散水など	工事の中止及び改善の要請（敷地境界大気が継続して 10f/L を超えるおそれがあるとき）
95/6	兵庫県・神戸市	第 2 次アスベスト使用実態調査	—	—	—
95/6/26	石綿対策省庁連絡会議幹事会、兵庫労働基準局・兵庫県・神戸市など	連絡会議を開催、アスベスト飛散防止対策の徹底指導などを確認	詳細不明	同左	同左
95/7/20	兵庫労働基準局・兵庫県・神戸市など	連絡会議を開催、解体関係事業者に対するアスベスト飛散防止対策の指導の徹底	詳細不明	同左	同左
95/11	神戸市	第 3 次アスベスト使用実態調査	—	—	—
96/1/17	兵庫県	環境の保全と創造に関する条例施行（石綿粉じんの飛散防止）	特定石綿含有材料（特別管理廃棄物に該当する吹付けアスベストと保温材）の事前調査	特定石綿含有材料（特別管理廃棄物に該当する吹付けアスベストと保温材）の事前除去など	—
96/5	環境庁	大気汚染防止法改正で特定粉じん排出等作業に係る作業基準	事前調査	事前除去、事前除去ができない場合は散水など	—

表 4.11 神戸市による倒壊建築物の第一次アスベスト使用実態調査結果 <sup>23)</sup>

区分	棟数	アスベスト使用可能性
アスベスト確認	25	確実
吹付け有り×昭和 50 年以前	15	ほぼ確実
吹付け不明×昭和 50 年以前×S 造	104	可能性大
吹付け不明×昭和 50 年以前×S 造以外	335	可能性中
その他	745	可能性小～無
計	1224	

表 4.12 神戸市による倒壊建築物のアスベスト使用実態調査結果 <sup>23)</sup>  
(第一次～第三次)

	吹付けアスベストあり	対象棟数	対象
1995.3 第一次調査	40 (3%)*	1224	全壊・半壊のコンクリートビル
1995.6 第二次調査	50 (13%)**	377	全壊・半壊のコンクリートビル
1995.11 第三次調査	20 (20%)	約 100	公費解体申込みのリストから調査するコンクリートビルを抽出

\* 確実及びほぼ確実とされた建築物

\*\* 吹付け材料であるが、アスベストの有無は不明

## (2) 阪神・淡路大震災における環境庁による大気環境モニタリング

環境庁 <sup>24)</sup>は各種の飛散防止対策を講じるとともに、大気環境モニタリング（以下では「環境庁モニタリング」と記す）として「追跡継続調査」及び「解体現場周辺調査」を行っている。追跡継続調査は継続すべき測定点 17 箇所を選定し、PCM 法により測定するもので、地震発生翌月の 2 月より 10 月までの結果を図 4.4 に示すように発表している。これより、2～6 月頃までは 1～2f/L 程度またはそれ以上（最高 6f/L）の地域が多くあり、その後は全地点で減少がみられた。なお、環境庁が実施した全国の一般環境濃度は表 2.11 に示したように、1995 年度のバ

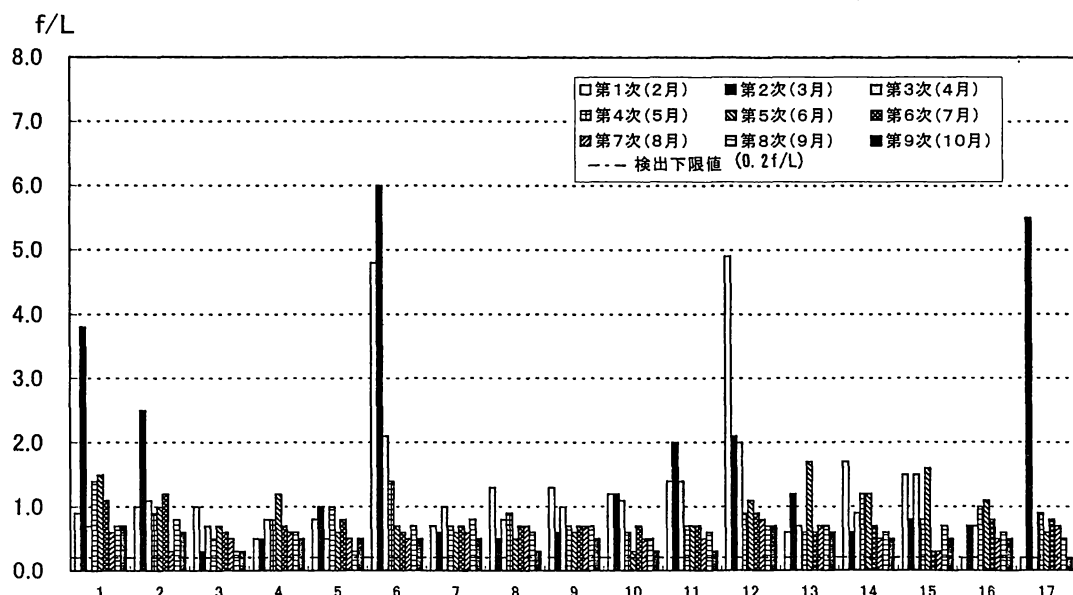


図4.4 環境庁モニタリングによるアスベスト追跡継続調査結果 <sup>24)</sup>地点

ックグラウンドⅡ（住宅地域、商工業地域、農業地域）で 0.88f/L などとなっている。また、大気汚染防止法ではアスベスト製品製造工場の敷地境界基準を定め、総理府令でこれを 10f/L としている。

一時期にせよ被災地の広範囲において一般環境濃度が上昇した原因を探る上では、発生源近傍での調査が重要である。環境庁が行った解体現場周辺調査によれば、解体現場周辺（敷地境界）の環境濃度は表 4.14 に示すように第 1 次から第 4 次調査までは高い地点がみられ、最高で 19.9f/L のアスベスト飛散が認められた。環境庁や兵庫県、神戸市は解体現場周辺でやや高い濃度の地点がみられたため、解体現場において(1)で述べた飛散防止対策を講じてきた。第 5 次調査以降は一部で高い地点はみられるものの、幾何平均値は第 6 次、第 7 次に 0.7f/L へと低下しており、飛散防止対策の浸透もうかがえるようである。ただし、測定された解体現場は必ずしも吹付けアスベストなどの発生源が検出された地点とは限らず、発生源まわりの局所的な汚染を捉えるためには、吹付けアスベストの確認など建築物の情報も備えた測定値の解析が必要と考えられた。

表 4.14 環境庁による建築物解体現場周辺調査結果<sup>24)</sup>

	中央値 [f/L]	幾何平均 [f/L]	最大最小 [f/L]	検体 数
第 1 次 (3 月)	2.6	3.0	7.7~0.8	20
第 2 次 (4 月)	5.4	3.8	9.5~0.9	16
第 3 次 (5~6 月)	4.5	4.5	19.9~0.9	18
第 4 次 (6~7 月)	2.3	2.0	9.5~0.3	20
第 5 次 (7~8 月)	0.9	1.3	9.9~0.2	22
第 6 次 (8~9 月)	0.5	0.7	4.5~0.2	10
第 7 次 (9~10 月)	0.4	0.7	8.6~0.1	16

### (3) 米国におけるアスベスト飛散事例

米国カリフォルニア州では日本と同様に大地震が多発しており、それに伴う建物からのアスベスト飛散について、いくつかの報告がみられる。Gruenwald ら<sup>29)</sup>は 1987 年 10 月 1 日にロスアンゼルスで生じた地震（マグネチュード 6.1）の前後で、オフィスビルの屋内におけるアスベスト濃度を測定している。各階床下には 20%のクリソタイルアスベストと 80%のガラス繊維を含んだ耐火材が使用されていた。NIOSH 7400 法（PCM 法）による屋内アスベスト濃度は地震前の 9 月 22 日で <0.0002f/cc(<0.2f/L) ~ 0.0009f/cc(0.9f/L)、地震後の 10 月 7 日で 0.0010f/cc(1.0f/L)~0.0018f/cc(1.8f/L)であった。この結果より、地震前は極めて低濃度であり、地震後でも上昇はしているが重大なほどではなく、許容暴露限界（permissible exposure limits; PEL）0.2f/cc(200f/L, 8 時間加重平均濃度)以下であったとしている。Gruenwald らの報告は、攪乱要因としての地震によって、建物内アスベストの飛散性がやや増したとしている点は興味深い。ただし、これは地震による倒壊建築物の解体によるアスベストの飛散を考慮したものではない。

1989 年 10 月 17 日にサンフランシスコ周辺で生じた Loma Prieta 地震（マグネチュード 7.1）調査については、Lee グループの Van Orden ら<sup>30)</sup>が、所有者らが損傷した建物内アスベスト暴露を憂慮して求めた大気試料に関して、透過型電子顕微鏡（Transmission Electron Microscopy; TEM）法を用いてアスベスト濃度を測定している（建物内アスベストバルクの分析は報告されていない）。すなわち、汚染防止対策(abatement)、瓦礫の清掃(clean-up)、屋内、屋外及び個人暴露試料について、地震翌日の 10 月 18 日~同月 22 日に採取した試料のアスベスト濃度を表 4.15 のようにまとめている。「汚染防止対策」とは地震前よりアスベスト汚染防止対策が進行中であった建物の屋内、「清掃」は地震による瓦礫(earthquake debris)の片づけが行われた建物、「屋内」はその他の全ての建物の建屋内を示す。その結果、全ての長さのアスベストを比較すると屋内濃度は屋外より有意に高いことを認めたが、長さ 5μm 以上で比較すると有意差は認められな



かった。また、清掃や汚染防止対策が行われている建物では屋外より有意に高かったが、それでも OSHA のアクションレベル 0.1f/mL より低かったとしている。ただし、Van Orden らは本文中では触れていないが、表 4.15 からは清掃中の個人暴露試料で最高 8.9s/mL(8,900f/L とほぼ同義)など極めて高濃度のアスベストも記録している。Van Orden らは、地震などが生じて建物内アスベストが大気環境濃度に影響を与えることはないとする説を支持したが、この結論は Gruenwald らとほぼ同様のものと考えられる。Van Orden らの報告の中で、建物解体現場周辺に相当するものとして「清掃」の値が近いと思われるが、建物内のアスベストの確認や作業状況が不明なため評価は難しい。

米国 EPA の Wilmoth ら<sup>31,32)</sup>は Loma Prieta 地震による建物の解体、及び解体廃棄物の処分に伴うアスベスト飛散に着目し、TEM 法によるアスベスト測定と評価を行った。調査した建物は危険な状態であったため、内部のアスベスト確認は不可能であった。しかし、壁を共有する隣接の同様の建物にビニルアスベストタイルやアスベスト断熱材が使用されていたことから、調査対象にもアスベストは使用されていたものと推定された。建物解体に伴う測定は Santa Cruz と Watsonville の 2 箇所で行われ、Watsonville では風下の濃度 0.0512s/cc(51.2f/L)がバックグラウンド 0.006s/cc(6f/L)より有意に高かったが、Santa Cruz では 3 日間のうち 1 日だけ同様の傾向がみられた。また、処分場においては TEM 法によれば風下と風上に濃度の有意差はなかったが、瓦礫を取扱った作業者の個人暴露濃度をみると TEM 法で 0.06s/cc(60f/L)とバックグラウンドより高濃度、PCM 法で検出下限以下であった。目視可能な飛散 (visible emission) は建物の構造破壊による解体中にみられたものの、瓦礫に散水しながらの積荷中には明らかにみられなかった。しかしながら、瓦礫の取扱い中は、目視可能な飛散はなくともアスベスト濃度はバックグラウンドより上昇したことが示された。Wilmoth らは「目視可能な飛散がないことだけでは十分な湿潤化の証明とはならない」<sup>33)</sup>とする米国の有害大気汚染物質排出基準 (National Emission Standard for Hazardous Air Pollutants; NESHAP, 40 CFR Part 61) 決定の前提を示しながら、湿潤化を徹底させる必要性を強調している。

以上のように、米国では地震による倒壊建築物の解体に際したアスベストの飛散に関する研究事例が散見された。しかしながら、倒壊建築物の態様に応じた周囲への飛散の詳細な調査や、被災地の広域的な一般環境濃度変化と発生源の寄与に関する調査などは十分ではない。

表 4.15 Van Orden らの TEM 法による、Loma Prieta 地震後のアスベスト濃度<sup>30)</sup>

	建物数	検体数	全ての長さのアスベスト [s/mL]*	長さ 5 $\mu$ m 以上のアスベスト繊維 [f/mL]	PCM 相当物** [f/mL]
屋内	44	188	0.00366	0.00043	0.00012
清掃	3	16	0.01812	0.00240	0.00164
汚染防止対策	8	174	0.09799	0.01122	0.00195
屋外	5	25	0.00091	0.00015	0.00015
個人暴露 (屋内)	2	3	0.03979	<0.0015	<0.0015
個人暴露 (清掃)	2	2	8.89523	1.20199	0.12457
個人暴露 (汚染防止対策)	3	11	0.76092	0.05726	0.04098

\* structures per mL, (筆者注) structures は fibers とほぼ同義と考えられる

\*\* 長さ 5 $\mu$ m 以上かつ幅 0.25 $\mu$ m 以上のアスベスト繊維 (PCM 法で計数される繊維)

#### 4-4-2 阪神・淡路大震災における吹付け材料由来のアスベスト飛散

##### (1) 吹付けアスベスト除去による影響

発生源近傍でのより詳細な濃度測定を目的として、まず吹付けアスベスト除去前後のアスベスト濃度を調査した。すなわち、自治体の協力を得て、解体に先立ち吹付けアスベストが確認され、事前除去された建築物 16 箇所について、吹付けアスベスト使用状況の詳細やアスベスト除去前後に関する濃度測定値を調べた。表 4.16 に調査した建築物 16 箇所の概要を示す。用途はマンションなどの住宅が 14 箇所と大半であり、構造は 1 箇所が R C 造と併設となっているのを含めて全て S 造である。竣工年は 1968 年から 1985 年まで広く分布しており、特定化学物質等障害予防規則の改正（1975 年 9 月）で吹付けアスベストの使用が原則禁止された 1975 年以前の建築物が 16 箇所中 13 箇所（81%）と最も多かった。しかしながら、最も遅い 1985 年竣工のものを含め 1976 年以降竣工の建築物が 3 箇所（19%）みられており、吹付けアスベストの使用禁止が必ずしも徹底していないことを示している。アスベスト種についてはクリソタイルのみ使用の場合が 8 箇所（50%）と最も多く、クリソタイルの含有率は 4~21%程度でロックウールを主成分とした混合材料が多かった。クロシドライトのみ、クリソタイル・クロシドライト混合、アモサイトの場合はそれぞれ 3 箇所（19%）、1 箇所（6%）、2 箇所（13%）であり、クロシドライトのみの場合の含有率は 45%、85%、100%とそれ自身が主成分であった。また、吹付け箇所は鉄骨の梁や柱、及び天井などであり、吹付け面積は、平均 2,231m<sup>2</sup>、最大 5,771m<sup>2</sup>、最小 185m<sup>2</sup>であった。これら 16 箇所の建築物について床面積  $x$  m<sup>2</sup> と吹付け面積  $y$  m<sup>2</sup> との関係を調べると、図 4.5 に示すように  $y = 1.24x$  なる式が得られた。処分方法は溶融固化、管理型埋立、一部溶融固化・一部管理型埋立がそれぞれ 5 箇所（31%）、10 箇所（63%）、1 箇所（6%）であり、特別管理産業廃棄物（廃石綿等）の処分として廃棄物処理法は守られているようであった。建築物からのアスベスト廃棄物（廃石綿等）発生量  $z$  m<sup>3</sup> について、マニフェストから判明した 9 箇所の建築物における吹付け面積  $y$  m<sup>2</sup> との関係を求めたものが図 4.6 である。図 4.6 では除去工事の施工計画書などによるコンクリート（セメント）固化の有無をも示しているが、吹付け面積とアスベスト廃棄物発生量との相関関係は全体として  $R^2=0.626$  となり、さほど大きくはなかった。なお、神戸市では自市内の布施畑環境センターに持ち込む場合は、コンクリート固化を要求していた。

これらの建物の屋内、屋外、出入口付近などにおいて PCM 法で測定されたアスベスト濃度を、除去作業前、除去作業中、養生撤去前、除去作業後のそれぞれについて表 4.17 にまとめた。屋内濃度は作業前、作業中、作業後でそれぞれ幾何平均 2.2f/L, 800f/L, 0.4f/L であった。作業前の最高値 144f/L は京都大学で検出された濃度の最高値 21f/L<sup>34)</sup>（室内大気攪乱時）と比較しても極めて高く、建築物の被災により吹付け材料が攪乱された影響も考えられる。作業中の屋内濃度は幾何平均 800f/L（最高 130,000f/L）であったが、作業後は 0.4f/L と一般環境並みに減じている。また、作業中の屋外への影響をみると、出入口、排風機出口、屋外で最高値 6.7f/L, 3.2f/L, 25f/L がそれぞれ検出されているものの、幾何平均ではそれぞれ 1.5f/L, 0.7f/L, 0.8f/L のように概ね 1~2f/L またはそれ以下のレベルであった。これらより、除去作業に伴うアスベストの屋外飛散は若干認められるが、一般環境濃度上昇につながるほど大きな発生源であったとは考え難いといえる。

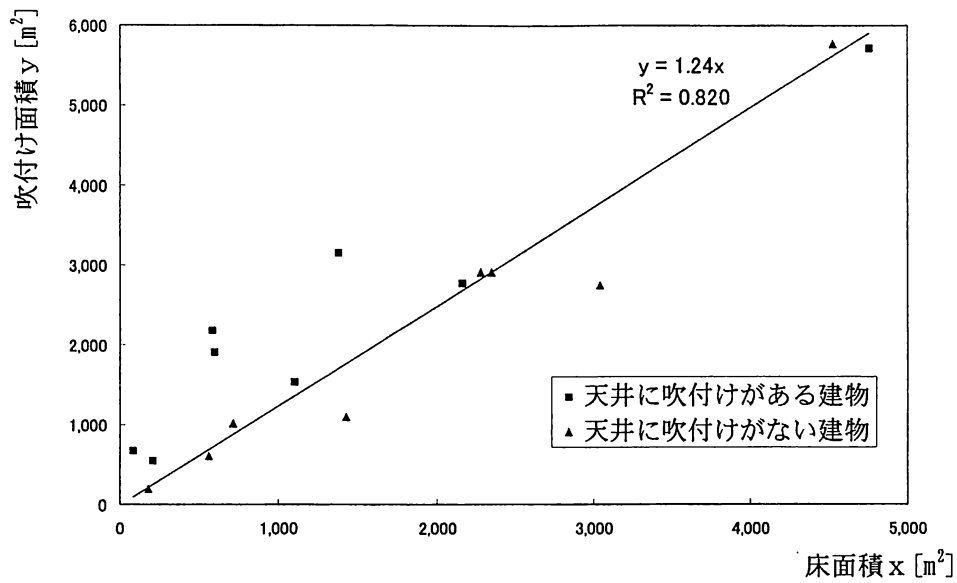


図 4.5 16箇所の建築物における床面積と吹付け量の関係

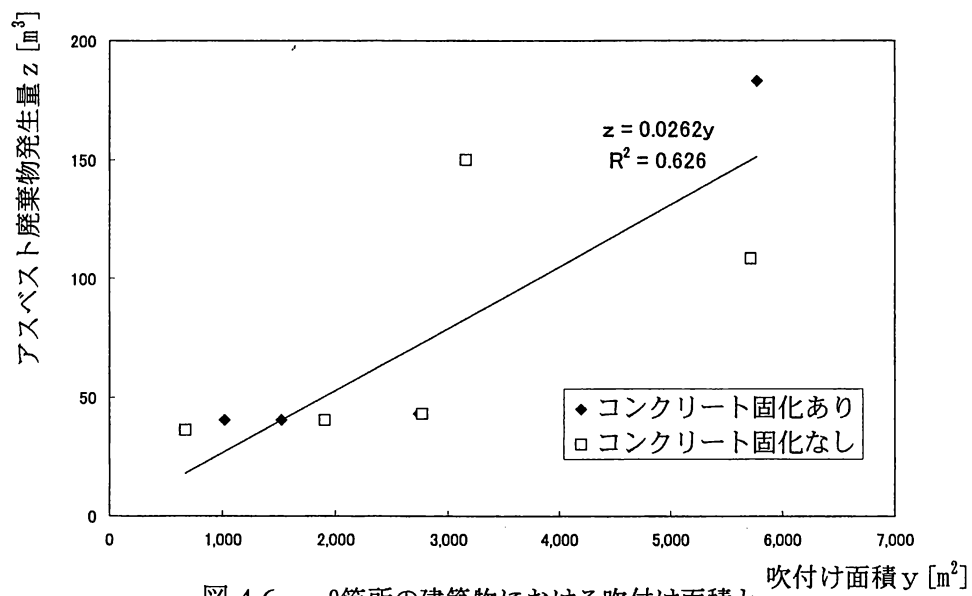


図 4.6 9箇所の建築物における吹付け面積とアスベスト廃棄物発生量の関係

表 4.16 本調査において解体前に吹付けアスベストの除去を行った 16 の建築物の概要

建物名	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
用途 構造・階	マンション S造・5階	マンション S造・5階	マンション S造・7階	マンション S造・6階	マンション S造・7階	マンション S造・4階	マンション S造・6階	店舗 S造・3階	店舗付アパート S造・4階	マンション S造・7階	マンション S造・3階
竣工年	1968	1968	1969	1969	1969	1969	1971	1973(1979増築)	1972	1973	1974
床面積[m <sup>2</sup> ]	3037	2345	4529	2277	2157	1098	1428	563	594	4759	715
吹付け場所	梁	梁, 柱	梁	梁	梁, 柱, 天井	天井	梁, 柱, 機械室	梁	梁, 天井	梁, 柱, 天井	梁
吹付け面積[m <sup>2</sup> ]	2740	2900	5771	2900 (厚さ30mm)	2770 (厚さ30mm)	1531	1099	600	1904	5716	1018
アスベスト種	不明	フェライト	クロシライト	クロシライト	クロシライト	不明	クロシライト及び クリソtail	クリソtail	クリソtail	クリソtail	クリソtail
含有率[%]	不明	45%	85%	100%	100%	不明	クロシライト クリソtail0.9%	11%	不明	21%	12%
処分方法	管理型埋立	管理型埋立	管理型埋立	熔融固化	熔融固化	管理型埋立	管理型埋立	管理型埋立	熔融固化	熔融固化	管理型埋立

建物名	L	M	N	O	P
用途 構造・階	アパート S造・3階	店舗付共同住宅 一部S造, 一部 RC造・3階	共同住宅 S造・3階	商業ビル S造・4階	アパート S造・5階
竣工年	1974	1975	1977	1980	1985
床面積[m <sup>2</sup> ]	179	1378	81	210	582
吹付け場所	梁	梁, 柱, 天井	梁, 柱, 天井	梁, 天井	梁, 柱, 天井
吹付け面積[m <sup>2</sup> ]	185	3155	674 (厚さ30mm)	552 (厚さ40mm)	2180
アスベスト種	クリソtail	クリソtail	フェライト	クリソtail	クリソtail
含有率[%]	不明	10%	7%	10%	4%
処分方法	管理型埋立	一部熔融固化・ 一部管理型埋立	熔融固化	管理型埋立	管理型埋立

表 4.17 16 箇所の建物の除去作業前後にわたるアスベスト濃度

	作業前		作業中		養生撤去前		作業後	
	濃度* [f/L]	建物数**	濃度* [f/L]	建物数**	濃度* [f/L]	建物数**	濃度* [f/L]	建物数**
屋内	2.2 (<0.2-144)	16(80)	800** (20-130,000) *	6(31)	1.1 (<0.2-7.4)	12(69)	0.4 (<0.2-1.7)	15(76)
出入口	-	-	1.5 (<0.2-6.7)	9(41)	0.7 (0.7)	1(1)	-	-
排風気出口	-	-	0.7 (<0.2-3.2)	9(31)	0.2 (<0.2-0.5)	3(4)	-	-
屋外	0.4 (<0.2-1.6)	15(37)	0.8 (<0.2-25)	14(69)	0.3 (<0.2-4.4)	4(14)	0.3 (<0.2-1.0)	15(51)

\* 濃度は幾何平均値, ( )内は最大最小

なお、定量下限以下の数値は定量下限の半値を用いて幾何平均を算出している

\*\* 報告のあった建物数, ( )内は検体数

\*\*\* 定量下限以下の値は異常値とみなして除外した

## (2) 除去後の解体による影響

つづいて、除去後であっても吹付けアスベストが建物にわずかながら残存して解体時に飛散するかを調べるために、2つの建物 I, J について、解体時の敷地境界においてアスベスト濃度を測定した。建物 I, J はともに前節の 16 箇所に含まれているものである。測定は PCM 法でアスベストモニタリングマニュアルに準じて行い、一部は TEM 法も使用した。測定場所は風向を考慮した地点が望ましかったが、実際には作業の妨げにならない敷地境界付近に限られた。また、測定時間は粉じん量を考慮して 45~240 分間を任意にとったが、その間、散水しながらの重機による解体や、瓦礫の搬出などの作業が断続的に行われた。建物 I 及び建物 J の略図とサンプリング地点は図 4.7 に示す。

測定結果を表 4.18 に示す。建物 I については目視で時おり激しい粉じん飛散が認められた。

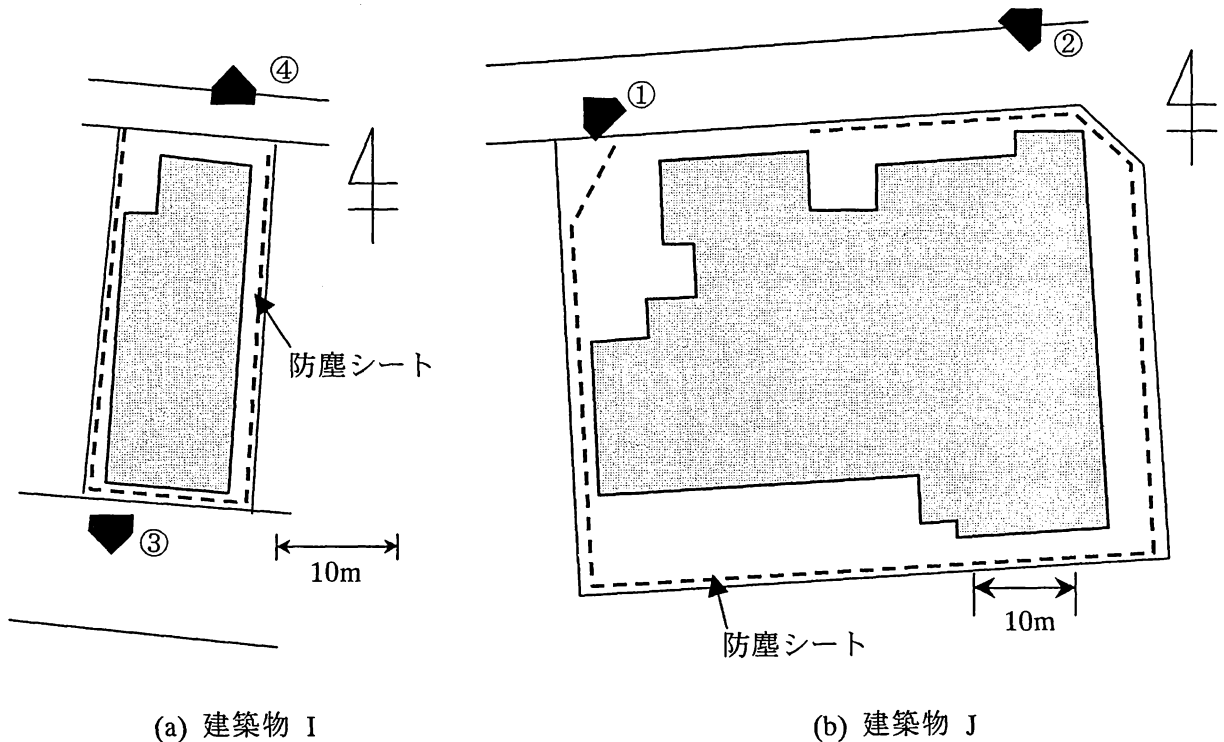


図 4.7 吹付けアスベストの除去後解体が行われた建築物と解体中に行われたサンプリング地点

◀→ : サンプリング地点 (矢印はオープンフェースホルダの向きを示す)

特に、9月1日は風下であり作業も近傍で行われた建物南側で、最高 14.7f/L と高濃度のアスベストが測定された。これは環境庁モニタリングによる解体現場周辺の最高値 19.9f/L と同レベルの値である。確認のため、PCM 法で 11.3f/L の試料を TEM とエネルギー分散型 X 線分析装置 (Energy dispersive X-ray spectrometer; EDS) により分析した結果、クリソタイルが長さ 5 $\mu$ m 以上で 78f/L 検出された。建物 I の解体前には、事前除去が困難であった吹付けアスベストの残存部分が確認され、それが重機解体により飛散した可能性が考えられた。すなわち本調査結果からは、建物解体前の吹付けアスベスト除去作業は解体時のアスベスト飛散を抑制するものの、除去が十分でない場合は解体時に残存アスベストの飛散が生じることも示されたといえる。このような建物の隅などに存在する飛散性アスベストが、除去作業後も残存するか否かに関する他の報告事例は、Wilmoth ら<sup>31)</sup>がその可能性について言及不可能と述べているのが唯一である。

一方、建物 J については、解体時の敷地境界で 1.0f/L 未満 (最高 0.98f/L) と概ね低濃度であった。なお、時間帯によっては目視で粉じん飛散があった。アスベスト濃度が低かったことは、解体前の吹付けアスベスト除去の効果とみるのが妥当であろう。なお、建物 J の敷地面積が 1,276m<sup>2</sup> と広く必ずしも測定した地点が作業場所と近くなかったことや、上層階での作業が多かったため、発生した粉じんを十分に捕集できなかったことも考えられる。

表 4.18 除去後解体時におけるアスベスト濃度

測定日	測定場所	作業場所からのおよその距離 [m]	およその風	アスベスト濃度 [f/L]*	検体数
1995/8/19	建物 A ①	5~20	西 3m/s	0.11 (0.09~0.13)	2
1995/8/22	建物 A ①	10~40	西 4~5m/s	0.38	1
	建物 A ②	15~40		0.98	1
1995/9/1	建物 B ③	3~20	北 5m/s 以下	12.2 (10.9~14.7)	3
	建物 B ④	"		2.1 (0.57~4.3)	3
1995/9/6	建物 B ③	"	西 3m/s 以下	0.51	1
	建物 B ④	"		0.25	1

\* 濃度は幾何平均値, ( )内は最大最小

### (3) 非除去解体による影響

吹付けアスベストを除去せずに建物を解体すること (以下では「非除去解体」と記す) が、多量のアスベスト飛散を招くことは想像に難くない。阪神・淡路大震災においても、とりわけ被災後間もない頃に、倒壊した建築物がアスベストの存在を確認せぬまま解体された例が多く、最もアスベスト飛散が懸念された対象であった。中地<sup>35)</sup>は吹付けアスベストの存在した建物 Q の解体現場を地震発生翌月の 2 月に発見し、敷地境界付近でアスベスト濃度を PCM 法で測定している。このときは解体現場で住人が貴重品を探すために散水も行われなかったという、震災時特有の事象も加わっていた。この報告によると、鉄骨にクロシドライトが吹付けられていたマンションの解体時に、160f/L と 250f/L の濃度が測定されたとしている。筆者が PCM 法で 250f/L とされたフィルターから TEM 分析用試料を作成し、濃度を算出したところアスベスト濃度は 5,300f/L (全ての長さのアスベスト) 及び 310f/L (長さ 5 $\mu$ m 以上のアスベスト) であった。EDS 分析の結果、アスベスト種は図 4.8 に示すようなクロシドライトと一部クリソタイルが含まれていた。この濃度は昭和 57 及び 58 年度環境庁調査<sup>36)</sup>による TEM 法での濃度の最高値 6,400f/L (蛇紋岩採石場周辺、全ての長さのアスベスト) とほぼ同レベルの値である。これまでに報告された建物からの非除去解体によるアスベスト飛散には、東京都が PCM 法で測定した事例<sup>37)</sup>がある。それによると吹付けアスベストのあった階の解体中に、敷地内で最高 74.59f/L、隣接したビルで同 15.48f/L であり、今回測定されたデータはこれを上回っている。そもそもアスベストの測定は飛散防止のモニタリングのために行われることがほとんどであり、

非除去解体の際の飛散を測定した例は極めて少なく、今回のデータは非除去解体の危険性を示した貴重なものであるといえる。地震発生後初期の混乱時には、飛散防止対策が徹底する前に非除去解体の現場が点在し、結果的に環境庁モニタリング（追跡継続調査）に表れた一般環境濃度上昇に寄与した大きな発生源となった可能性が考えられる。吹付けアスベストの非除去解体は近隣や作業員へのリスク上昇につながる恐れがあり、極力避けるべきである。

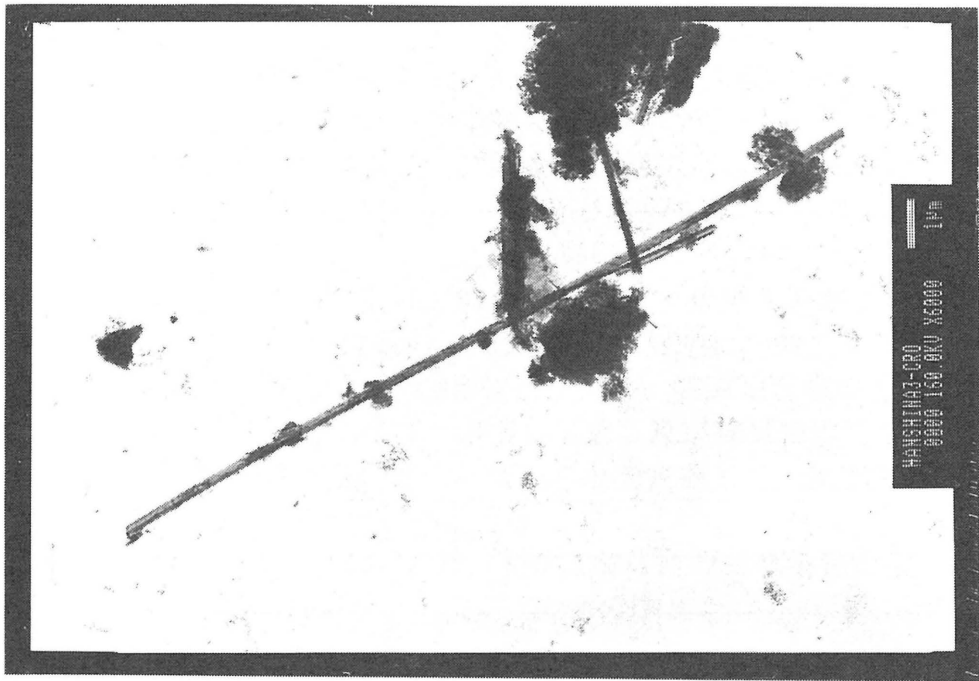


図 4.8 建物Qの非除去解体時に採取されたクロシドライトアスベストの TEM 写真

4-4-3 拡散モデルによるアスベスト濃度の試算と評価

(1) 試算の前提

4-4-1(2)で述べたような地震発生後の被災地におけるアスベスト濃度上昇について、主な発生源、とりわけ吹付けアスベストの非除去解体が与えた影響を検証することは意義があると考えられる。しかしながら、そのようなアスベスト濃度上昇の発生源別の寄与を予測することは容易ではない。その理由として、地震発生時にどれだけの量のアスベストが存在したかを示す明確な資料がないこと、それらが建築物の解体などによってどのような頻度で飛散したのかが推定困難なこと、さらには発生源における排出強度が測定点にどのように影響したかの関係づけが困難なこと、などが挙げられる。本章ではこれらの困難さは認識しつつも、地震発生後の被災地におけるアスベスト濃度上昇と非除去解体によるアスベスト飛散との関係を探るために、被災地の吹付けアスベスト蓄積量を推定するとともに、拡散モデルを用いて環境庁モニタリング（追跡継続調査）の測定点のうち 16 箇所におけるアスベスト濃度上昇を試算する。

そのために、ここでは次のような前提条件を設ける。環境庁モニタリングによってアスベストの濃度がほぼ全ての地域で上昇をみたのが比較的明白であるのは、地震発生後間もない 1995 年 2 月～4 月である。よって、この間、被災地では建築物の解体によってアスベストが面源としてのメッシュから一様に排出されたとする。ここでいう被災地とは図 4.9 に示す一辺約 2.5km（東西 2.76km×南北 2.25km）のメッシュで表された範囲であり、これらのメッシュ内にあるほとんどの町丁目に対しては建築研究所<sup>38)</sup>から建築面積や被害率に関するデータが提供され

ている。発生源は、吹付けアスベストを含むS造、RC造及びSRC造建築物の非除去解体現場に限定する。メッシュ内排出強度は均一とし、プルーム・パフモデルによって拡散後の測定点における濃度を試算する。16箇所の各測定点では、それぞれその点が属するメッシュ及び周囲の（すなわち、属していない全ての）メッシュからのアスベスト濃度の寄与を足し合わせる。風向風速データはメッシュの近傍の一般環境大気測定局における大気環境時間値データを2月～4月で平均した値を用いる。なお、被災地の風向については、2月～4月の間は概して北東の風が強い傾向にある。

また、地震発生後半年以上経過した被災地のアスベスト濃度は全国の一般環境濃度と大差がなくなっているが、このようなバックグラウンドレベルは考慮しない。本章の試算では、地震発生後間もない2月～4月の幾何平均濃度と8月～10月の幾何平均濃度の差をもって、2月～4月における解体建築物由来のアスベスト濃度上昇分（後述の実測値）とする。

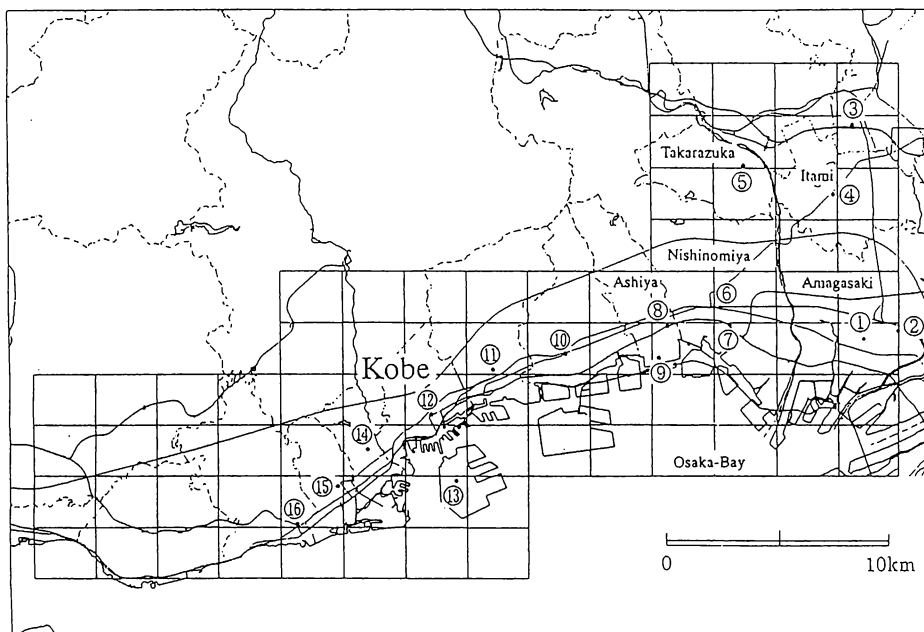


図 4.9 拡散モデルで対象とする地域  
メッシュは発生源、黒点は環境庁モニタリングによる測定点  
（数字は図 4.4 の地点番号と同じ）をそれぞれ示す

## (2) 試算方法

### ① アスベスト蓄積量

建築物中に残っている吹付けアスベスト使用量、すなわち都市域の吹付けアスベスト蓄積量に関するデータは極めて乏しい。4-4-1(1)で述べたような兵庫県や神戸市によるアスベスト使用実態調査によっても、単に吹付けアスベストが確認された倒壊建築物の割合が判明したのみであり、被災地全体の吹付けアスベスト使用量そのものは不明である。よって、国内で吹付けアスベストが使用された年代に建築されたS造、RC造・SRC造建築物の床面積と吹付けアスベスト使用量との比を、地震発生時に残っていた当該建築物の床面積に乗じることで蓄積量の推定値とする。

吹付けアスベストの使用量及び使用年代については、2つのケースを考えた。4-2で述べたように国内で建築物に消費された吹付けアスベスト量に関する統計は、日本石綿協会による1971年～1974年の61,931tなる値<sup>18)</sup>しか報告がなく、これをケース1とした。一方、同じく4-2で述べたように、環境庁<sup>1)</sup>の報告による吹付けアスベスト使用年代や窯業・建材統計年報での分



類などから、筆者は 1957 年～1980 年で 17.0 万 t 程度使用されたと推定したが、これをケース 2 とした。

建築統計年報によれば、全国の S 造、RC 造及び SRC 造建築物の床面積は、建築年代が 1971 年から 1974 年のもので 5.46 億  $\text{m}^2$  (S 造 2.64 億  $\text{m}^2$ 、RC 造および SRC 造 2.82 億  $\text{m}^2$ )、同じく 1957 年から 1980 年のもので 19.7 億  $\text{m}^2$  (S 造 9.2 億  $\text{m}^2$ 、RC 造および SRC 造 10.5 億  $\text{m}^2$ ) となっている。よって、床面積あたりの吹付けアスベスト使用量は、ケース 1 で 6.19 万 t/5.46 億  $\text{m}^2=0.113\text{kg}/\text{m}^2$ 、ケース 2 で 17.0 万 t/19.7 億  $\text{m}^2=0.086\text{kg}/\text{m}^2$  となった。

## ② アスベスト飛散量

次に、アスベスト蓄積量のうちどれだけの量が大気中に飛散したかを求める。建築研究所<sup>38)</sup>は被災地の全建築物について、全数に対して全壊及び大破の建築物数と中破の建築物数の半分が占める割合を被害率として、町丁目別に、かつ低層 (2 階建以下) または中高層 (3 階建以上) 別に示している。このように被害率で示された建築物が後に解体されるとして、解体建築物に含まれる解体対象アスベスト量を町丁目ごとに求めた。構造別建築年代別の被害率は町丁目ごとには判明していないため、ここでは単に町丁目別及び低層または中高層別の被害率を用いた。

なお、構造別建築年代別の被害率については、建築研究所<sup>38)</sup>が神戸市の特定地域 (S 造は東灘区、中央区、兵庫区の各一部。RC 造及び SRC 造は灘区、東灘区の震度 7 地域) で調べた被害件数から計算すると、1981 年以前建築の S 造建築物で 34.7%、1972 年から 1981 年にかけて建築された RC 造及び SRC 造建築物で 7.6% などである。被災地全域の被害率は平均で 8.8% であったが、S 造建築物に吹付けアスベストが多いこと、及び被災地の特定地域における 1981 年以前建築の S 造建築物の被害率が 34.7%<sup>38)</sup> と高いことを考慮して、全ての町丁目で被害率を 4 倍 (34.7%/8.8%) に乗じて補正した。

また、解体対象アスベスト量の中でも 2 月～4 月に解体される建築物の割合 (解体率) については、金谷<sup>39)</sup>の報告を参考にした。すなわち、兵庫県全体における倒壊家屋の解体撤去率 (= (仮置場保管量 + 処理量)/廃棄物発生量) の時系列変化を見ると、4 月末時点を示す震災後 103 日目にはほぼ 40% に達している。2 月～4 月の解体率を考える際には、1 月の解体率 (金谷の報告では不明) を除く必要があるものの、S 造を中心とした建築物は木造などに比べてやや早かった可能性もあるため、40% の数値をそのまま採用した。

さらに、解体対象アスベスト量から、そのうちの何% が飛散したかを考える。米国 EPA<sup>40,41)</sup> は 1990 年に有害大気汚染物質排出基準を決定する際に、解体廃棄物の不適正な処理処分によって、アスベスト廃棄物のうちどれだけのアスベストが飛散したかを表す飛散係数を、表 4.19 に示すように様々な現場ごとに試算している。これらには本章の対象である非除去解体現場自体からの飛散は考慮されていないものの、仮置場やトラックへの移動、及び処分場での造成に係る飛散係数がある程度、非除去解体に代用できると考えた。よって、本章では表 4.19 に示した  $7.6 \times 10^{-5}$  を丸めた値を用いて、非除去解体に相当する飛散係数は 0.01% ( $1.0 \times 10^{-4} \text{kg}/\text{kg}$ ) と仮定した。

## ③ 拡散モデルによるアスベスト濃度

発生源から飛散したアスベストが測定点に到達した場合の濃度を、プルーム・パフモデル<sup>42)</sup>を用いて求める。メッシュ内排出強度はメッシュごとに均一の値とするが、拡散式の数値計算では精度を上げるために、面源であるメッシュをサブメッシュに分割して点源ととらえたプルーム式及びパフ式を使用する。一つのメッシュにおけるサブメッシュへの分割数は 25 または (測定点を含むメッシュから当該測定点への寄与を計算する場合のみ) 100 とする。

まず、メッシュごとの排出強度  $Q$  [ $\text{kg}/\text{s}$ ] について、メッシュ内に存在する町丁目別の吹付けアスベスト飛散量をメッシュ別の値に修正し、さらに単位時間あたりに換算した量で表す。次に、各メッシュの排出強度  $Q$  から以下に示す有風時のプルーム式により、個々のサブメッシュに起因する、それぞれの測定点における濃度寄与を求める。

$$C(R,z) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \frac{Q}{\frac{\pi}{8} R \sigma_z U} \left[ \exp \left\{ -\frac{(z-He)^2}{2\sigma_z^2} \right\} + \exp \left\{ -\frac{(z+He)^2}{2\sigma_z^2} \right\} \right]$$

$C(R,z)$  : サブメッシュから測定点に対する濃度寄与[kg/m<sup>3</sup>]

$R$  : サブメッシュの中心から測定点までの距離[m]

$z$  : 測定点の高さ[m]

これを各測定点について、全てのサブメッシュならびにメッシュに起因するアスベスト濃度寄与を足し合せて、アスベスト濃度の上昇分を求める。このような計算を無風時のパフ式も用い、16箇所全ての測定点について行う。パラメータの説明と数値は表 4.20 に示す。

以上のような吹付けアスベスト蓄積量から被災地のアスベスト濃度上昇を求める流れを示すと、図 4.10 のようになる。

表 4.19 米国 EPA の試算による、解体廃棄物の不適正な処理処分に関わるアスベストの飛散係数

	米国 EPA の飛散係数 <sup>40)</sup> (含有率 15%のアスベスト 廃棄物体積当り)* A[kg/m <sup>3</sup> ]	アスベスト重量当り の換算値** A/400/0.15 [kg/kg]
仮置場やトラックへの移動	$1.4 \times 10^{-4}$ <sup>41)</sup>	$2.33 \times 10^{-6}$
処分場での投棄	$1.21 \times 10^{-4}$	$2.02 \times 10^{-6}$
処分場での造成 (地ならし、圧密)	$4.42 \times 10^{-3}$	$7.37 \times 10^{-5}$
風食 (一年目)	$3.44 \times 10^{-3}$	$5.73 \times 10^{-5}$
風食 (二年目以降)	$4.6 \times 10^{-3}$ <sup>41)</sup>	$7.67 \times 10^{-5}$
下線の和	—	$7.6 \times 10^{-5}$

\* EPA は飛散係数設定の際、比重 0.4[t/m<sup>3</sup>]、アスベスト含有率 15%としている

\*\* 下線は本研究で考慮した値

表 4.20 拡散モデルにおけるパラメータ

	名称	数値または式	単位	備考
$\sigma_z$	鉛直方向の拡散幅	$0.1046R^{0.826}$	m	$R < 1,000$
		$0.400R^{0.632}$	m	$1,000 < R < 10,000$
		$0.811R^{0.555}$	m	$R > 10,000$
$U$	風速	—	m/s	近傍の一般環境大気測定局の大気環境時間値データを利用
$He$	発生源の有効高さ	0	m	
$z$	測定点の高さ	0	m	
$a$	メッシュの一辺の長さ	2.5	km	

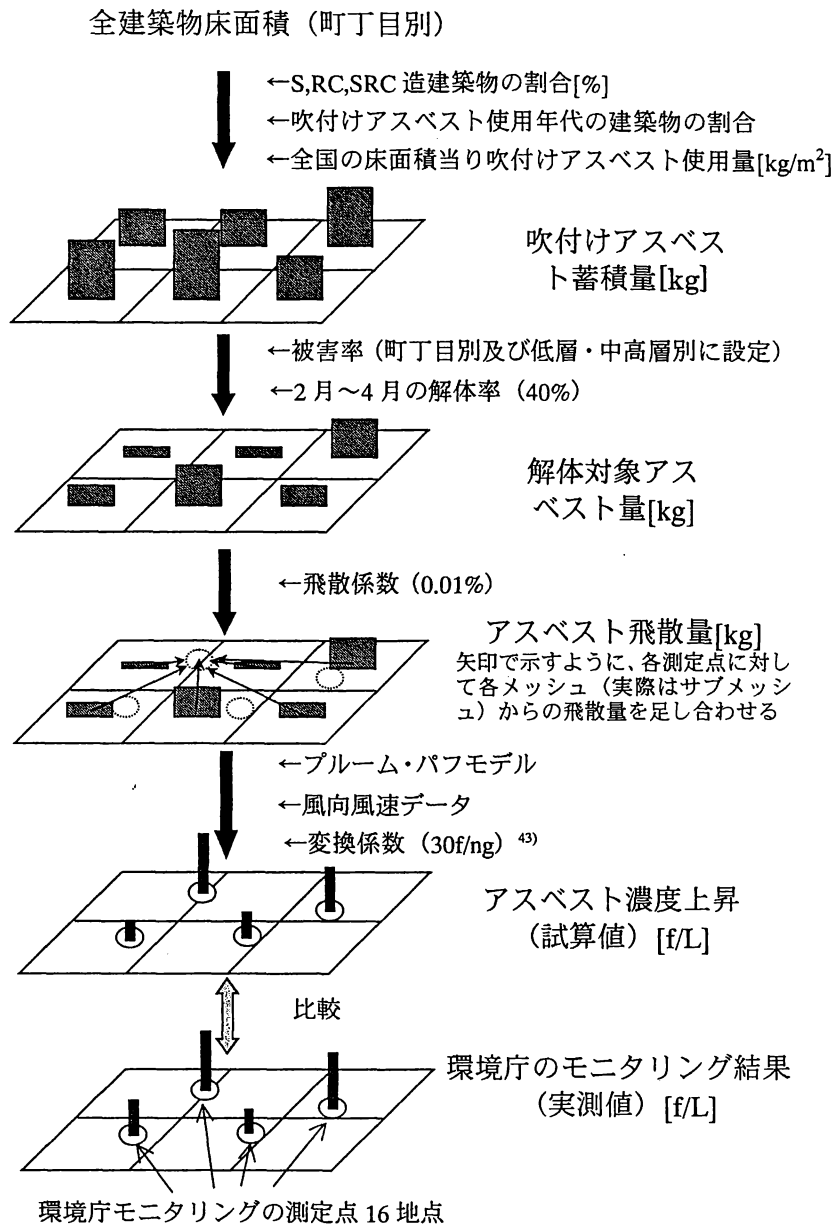


図 4.10 拡散モデルを用いたアスベスト濃度算出方法の流れ

### (3) 結果と考察

#### ① アスベスト蓄積量

被災地の建築物の建築面積は、町丁目単位で、かつ低層と中高層別に建築研究所が調べており、これを床面積に換算する。1970 年代から 1980 年代に建築（新築）された全国における全建築物について建築統計年報で調べた上で、低層と中高層の平均階数をそれぞれ 1.6 階、5.0 階として、町丁目ごとの床面積を求めた。なお、建築研究所の全数調査結果<sup>38)</sup>によれば、被災地全域すなわちメッシュ内に該当する全建築面積は低層建築物で 4,133 万 m<sup>2</sup>、中高層建築物で 1,233 万 m<sup>2</sup>であるため、被災地の建築物床面積は低層で 4,133 万 m<sup>2</sup>×1.6=6,613 万 m<sup>2</sup>、中高層で 1,233 万 m<sup>2</sup>×5.0=6,165 万 m<sup>2</sup>、あわせて約 1.28 億 m<sup>2</sup>と計算された。

被災地の建築物床面積の構造別比率については、着工床面積は公表値があるものの、ストックの床面積として全数調査された公表値はない。よって、1970 年代から 1980 年代に建築（新築）された全国における構造別床面積比から推定して、全ての構造の建築物に対する S 造、RC 造及びSRC 造建築物の割合は低層で 38%、中高層で 100%であると仮定する。建築年代別

比率については、建築研究所<sup>38)</sup>が被災地の特定地域（(2)②に記したものと同一）における全数調査結果を図 4.11 のように報告している。これによれば、RC造及びSRC造建築物では1972年～1981年の10年間に建築された割合が全体の35%、1981年以前に建築された割合は約50%、などのようになっている。この数値を勘案して、1971年～1974年の4年間、あるいは1957年～1980年の24年間に建築され、被災地に残っていた建築物のおよその割合は、それぞれ14%、50%であると仮定した。このとき、この割合は棟数ベースであるが、床面積ベースについてもほぼ同じ比であると考えた。また、この数値はRC造及びSRC造建築物のみならずS造建築物に対しても適用可能とした。

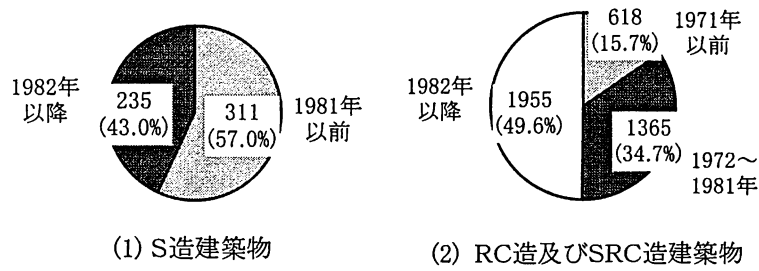


図 4.11 被災地におけるS造、RC造及びSRC造  
建築物の建築年代別比率（棟数ベース）<sup>38)</sup>

以上で得た町丁目別の建築物床面積に、構造別比率及び建築年代別比率を乗じることで、吹付けアスベスト使用年代に建築され被災地に残っていたS造、RC造及びSRC造建築物の床面積を、町丁目別及び低層・中高層別に求めた。なお、この床面積は被災地全域において、ケース1（1971～1974年建築）の場合、低層で  $6,613 \text{ 万 m}^2 \times 38\% \times 14\% = 352 \text{ 万 m}^2$ 、中高層で  $6,165 \text{ 万 m}^2 \times 100\% \times 14\% = 863 \text{ 万 m}^2$ 、あわせて  $1,210 \text{ 万 m}^2$  程度と推定できた。ケース2（1957～1980年建築）の場合は、低層で  $6,613 \text{ 万 m}^2 \times 38\% \times 50\% = 1,260 \text{ 万 m}^2$ 、中高層で  $6,165 \text{ 万 m}^2 \times 100\% \times 50\% = 3,080 \text{ 万 m}^2$ 、あわせて  $4,340 \text{ 万 m}^2$  程度と推定された。

さらに、被災地の吹付けアスベスト蓄積量は、吹付けアスベスト使用年代の床面積あたり吹付けアスベスト使用量を上記の床面積に乘じることで、町丁目別に試算した。なお、被災地全域における吹付けアスベスト蓄積量は、ケース1では  $1,210 \text{ 万 m}^2 \times 6.19 \text{ 万 t} / 5.46 \text{ 億 m}^2 = 1,380 \text{ t}$ （低層 399t、中高層 979t）、ケース2では  $4,340 \text{ 万 m}^2 \times 17.0 \text{ 万 t} / 19.7 \text{ 億 m}^2 = 3,740 \text{ t}$ （低層 1,080t、中高層 2,660t）となった。実際には、このうち公共建築物などで除去工事が行われたものがあるが、それらは全体量に比べて小さいとして無視した。

### ② アスベスト飛散量

建築研究所<sup>38)</sup>は町丁目別に被害率を調査しているので、これを上記の町丁目別の吹付けアスベスト蓄積量に乘じて、解体対象アスベスト量を求めた。なお、被災地全域の被害率は平均で8.8%（低層、中高層別にはそれぞれ6.0%、10%）であったが、補正を行った後、被災地全域の解体対象アスベスト量はケース1で122t（低層24t、中高層98t）、ケース2で331t（低層65t、中高層266t）程度と計算された。

また、このうち、1995年の2月～4月に解体を行った建築物を40%、飛散係数を0.01%としたことを考慮して、町丁目別のアスベスト飛散量を求めた。さらに、これを面源であるメッシュ別のアスベスト飛散量に換算している。被災地全域のアスベスト飛散量については、ケース1で  $122 \text{ t} \times 40\% \times 0.01\% = 4.9 \text{ kg}$ 、ケース2で  $331 \text{ t} \times 40\% \times 0.01\% = 13 \text{ kg}$  程度と計算された。

### ③ アスベスト濃度

以上の方法で求められたメッシュごとのアスベスト飛散量を用いて、ブルーム・パフモデルによるアスベスト濃度上昇分を16箇所の測定点別に試算した。その結果、吹付けアスベストの

非除去解体による 2 月～4 月の被災地における濃度上昇は、ケース 1 で 0.008～0.18f/L、ケース 2 ではほぼ 0.1f/L オーダーの値（0.021～0.49f/L）であった。この試算値を環境庁モニタリングによる各測定点の実測値と比較したものを、ケース 2 について図 4.12 (a)に示す。このとき、濃度上昇の実測値は、－0.070～3.4f/L となっている。各測定点における濃度上昇について、試算値は実測値に比べてやや小さい結果となった。

④ 考察

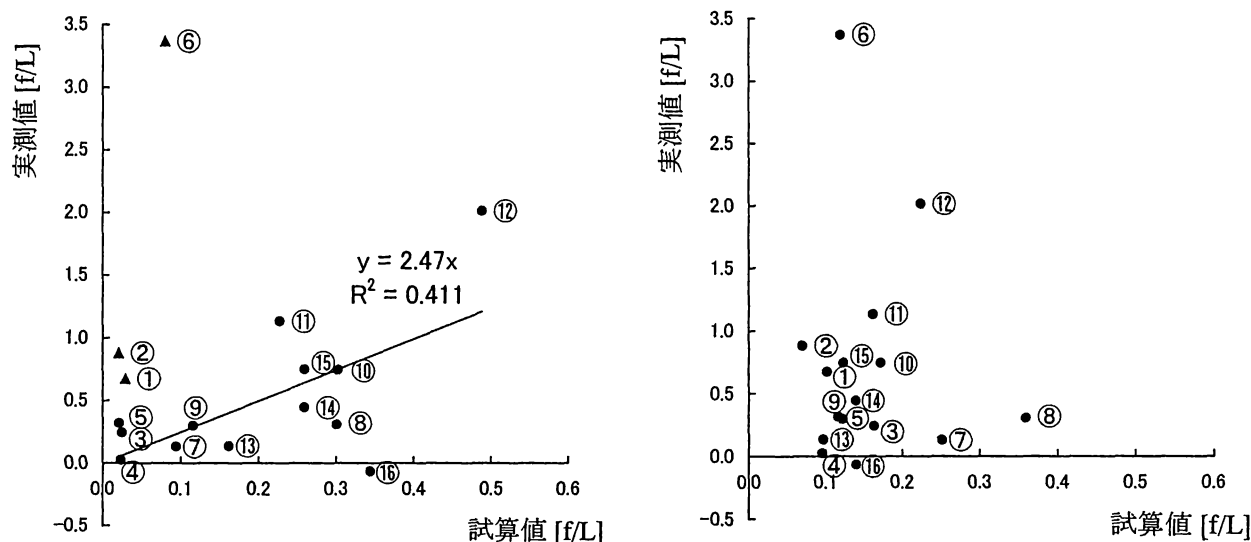
以上の試算を要約したものを表 4.21 に示す。実状に近いと思われる 17.0 万 t の吹付けアスベスト使用量を用いたケース 2 の推定によると、被災地のアスベスト蓄積量は 3,740t、解体対象アスベスト量は 331t であるとされた。そして、地震発生後初期の解体によってこのうちの 13kg 程度が大気中に飛散し、被災地域にほぼ 0.1f/L オーダーのアスベスト濃度上昇を招いたと試算された。

図 4.12 (a)において全ての測定点における濃度上昇の試算値と実測値を比較すると、両者の間に相関関係があることは示されていない。しかしながら、実測値で最高の 3.4f/L を示した測定点⑥は、サンプリング地点の直近に国道 2 号線があり、検討対象である 2 月～4 月の間には解体廃棄物を積んだトラックが多数走っており、廃棄物などから発生した粉じんで大気環境が劣悪であったことが自治体関係者から指摘されている。また、図 4.4 によれば、測定点①と②は 3 月のみ高い濃度を示しており、測定点付近の当時の詳細な態様は判然としないものの、測定点近傍に短期的な解体工事現場などの発生源があったことが考えられる。(1)で述べたように、ここでは 2 月～4 月間にメッシュから一様に排出したとする解体建築物由来のアスベストによる濃度上昇分を考えるため、以上の①②⑥の 3 点の実測値は特異値と判断した。この 3 点を除外して回帰式（原点を通る式）ならびに決定係数  $R^2$  を求めると、図 4.12 (a)で示しているように、それぞれ  $y=2.47x$ 、 $R^2=0.411$ ( $R=0.641$ )となった。これについて、無相関の仮説を立てて相関係数の検定（t 検定）を行った結果、有意水準 5%で棄却され、試算値と実測値との間には弱い正の相関関係があることが示された。

なお、比較のために、メッシュごとに依存する被害率でなく、試算の対象である地域全体の平均被害率 8.8%を全てのメッシュに適用した場合のアスベスト排出強度も求め、濃度上昇の試算値を再

表 4.21 被災地の吹付けアスベスト蓄積量及び解体対象アスベスト量の推定条件と計算結果

	ケース 1	ケース 2
被災地全域の全建築物床面積[m <sup>2</sup> ]	1.28×10 <sup>8</sup>	1.28×10 <sup>8</sup>
吹付けアスベスト使用年代	1971～1974	1957～1980
全国の吹付けアスベスト使用量[t]	61,931	170,000
吹付けアスベスト使用年代の建築物の割合[%]	14%	50%
吹付けアスベスト使用年代建築の S, RC, SRC 造床面積当り吹付けアスベスト消費量[kg/m <sup>2</sup> ]	0.113 (6.19 万 t/5.46 億 m <sup>2</sup> )	0.086 (17.0 万 t/19.7 億 m <sup>2</sup> )
被災地全域の吹付けアスベスト蓄積量[t]	1,210	3,740
被災地全域の 2 月～4 月における解体対象アス ベスト量[t]	122	331



(a) 個々のメッシュで被害率を変化させた場合の飛散係数を用いた推定結果、三角で示した3点を除いて回帰式を計算した  
(b) 比較のために全てのメッシュで被害率を8.8%とした場合の推定結果

図 4.12 非除去解体による飛散を仮定したアスベスト濃度上昇の推定値と実測値の比較  
(ケース 2)

数字は図 4.4 と図 4.9 に記したサンプリング地点を指す

計算した。この結果が図 4.12(b)であり、被害率が一律なために試算値もほぼ 0.1~0.2f/L の周辺に集中している。これと比較して、図 4.12 (a)では被害率の高かった神戸市内の全ての試算値が大きく、神戸市より東の地域では試算値がおよそ小さくなっている。図 4.12 (b)では上述の 3 点を除外した場合でも相関関係は認められず、しかるに図 4.12 (a)で相関関係が認められたことは、被害率の違いによるアスベスト排出強度が実測値の大小に影響したことを示唆するものといえよう。4-4-2 では非除去解体をはじめとする個別建築物の解体によるアスベスト飛散の事例を示したが、本章における被災地の広域的な拡散モデルによっても、アスベスト濃度上昇と建築物の解体との間に関係があることがうかがわれたといえる。

ただし、試算値が実測値よりもやや過小評価になった原因としては、吹付けアスベスト以外にアスベスト含有成形板などによる寄与もあったことなどが考えられる。また、飛散係数に関して、(2)②で表 4.19 を参考に仮定した 0.01%という値はそもそも廃棄物が処分場に至る過程での攪乱を想定した値であり、非除去解体時のような攪乱による効果を表現していないものであった。以上のような、飛散係数を含む試算条件に不確定要素が多いことを認めながらも、ここで行った試算によれば、実測値のオーダーをほぼ説明できることが示唆されている。これにより、阪神・淡路大震災に固有の結果であった環境庁モニタリングの濃度データ以外にも、今後、アスベスト飛散の現場があった場合に蓄積量から周辺環境のアスベスト濃度を推定するのに役立つ情報を提供したといえる。

このほか、被災地で大気中に飛散したアスベストの移行先として、沈降やウォッシュアウト及びレインアウトによる除去のほか、地上に沈降した後の再飛散なども十分考えられるが、計算が煩雑なために本論文では検討に至っていない。なお、本章で試算した 2 月~4 月より後にアスベスト濃度の長期的な減衰が見られることから、最終的には被災地の大気が域外の大気と交換したり、大気中のアスベストが水系へ移行することが推察される。

#### 4-5 建築物におけるアスベスト管理

米国では NESHAP(40CFR61)により建物解体（場合により改修も含む）に際して飛散性アスベストの事前除去が求められている。これによると規模に応じて、所有者はEPA または州には飛散性アスベストの存在量と除去日程なども通知せねばならない。また、解体・改修に直面しなくとも、EPA はアスベスト維持管理プログラムの中で建物内アスベストの管理手順<sup>44)</sup>を示している。すなわち、建築物中のアスベスト含有材料を良好な状態に保つための訓練、清掃、作業要領及び監視計画がまとめられている。

国内でも労働安全衛生法政省令及び特定化学物質障害予防規則（以下、特化則）の改正により、解体に際してのアスベスト調査及び記録の義務が1995年4月1日に施行、吹付けアスベスト除去に伴う事前の届出義務が同年6月1日に施行された。また、1996年5月に公布された改正大気汚染防止法では、従来の製造工場規制に加えて、建築物の解体現場等からのアスベスト飛散防止を目的とした、吹付けアスベスト等の除去にあたっての作業基準を定めるなどの規制を設けている。しかしながら、特化側では「解体する建築物に石綿含有建材が使用されている場合、（中略）調査し、記録すること」（第38条の10）とされているのみであり、大気汚染防止法では事前調査を義務とする明確な規定はない。したがって、「発見された場合に除去される」ことに期待せざるを得ない状況である。非除去解体などによるアスベスト飛散を避けるためには、4-4-1(1)で述べたような工事中止命令も含めて、より実行力の伴った、解体・改修にあたってのアスベストの調査・事前除去の徹底が望まれる。

除去工法の詳細については2-5-1(2)でも述べたように建設省などが示したとおりであるが、同省では吹付けアスベスト除去業者の認定制度を1990年から開始し、1994年現在で23工法33社に建設大臣の認定を受けたとされている。しかしながら、認定業者のみが処理を行うための法的・行政的環境が整備されていないという、認定制度の不十分さも指摘されている。今後、場合によっては除去業者資格制や、解体業者、施主も含めた責務の強化が必要とも考えられる。また、現場で実際に高濃度の飛散が生じる恐れがある場合には、繊維状エアロゾルモニタの使用などによるリアルタイムモニタリング<sup>45)</sup>を行うことも考えられよう。

神戸市の森田<sup>23)</sup>はアスベスト対策の課題として、解体業者の認識不足、アスベスト除去費用の負担、アスベスト使用建築物の把握などを挙げている。とりわけ除去費用については、その負担の大きさのために解体に先立った除去工事が進まないものと考えられる。4-4-2(1)で示した16箇所のうち、除去費用が判明した8箇所の吹付けアスベスト使用建築物において、除去費用とそれを除く解体費用を調べた。その結果、図4.13に示すように、解体に要した総費用のう

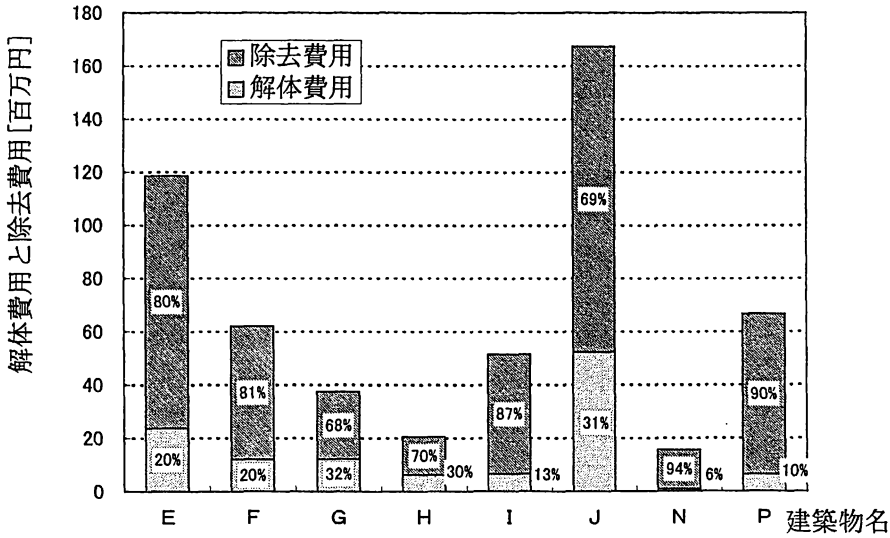


図 4.13 建築物の解体費用と吹付けアスベスト除去費用

ち除去費用は 68%～94%も占めており、吹付けアスベスト除去は施主に多大な負担を課すことになる。震災時は除去費用の公費負担により対策推進が可能であったが、法令遵守に向けては平時においても負担軽減の措置導入が必要と考えられる。

また、すぐに解体を行わない場合でもアスベスト使用建築物の把握は重要である。震災のような非常時での実態把握が困難なことは当然ながら、今後の有害物質対策を考える場合、直ちに対策が施されないものについても継続して監視を続けるという姿勢が必要だと思われる。1980年代後半にアスベストが社会問題になった際、除去するかしないかという二論に決着をみないまま議論が先送りされたきらいがあり、除去されないアスベストの管理不徹底が結果的に今回の事態を招いたともいえる。米国の維持管理プログラムは除去されない吹付けアスベストの維持管理方法を示しており、プログラムそのもののみならず管理の考え方は我々にも大いに参考になるものである。このような環境に配慮した有害物質管理と費用負担の問題は、ともに建築段階から意識されるべきものであり、解体・廃棄・再生時を含めた管理及びライフサイクルコストの視点は今後ますます重要になると考えられる。

#### 4-6 まとめ

本章ではまず、アスベスト建材として、吹付けアスベストと石綿セメント製品（石綿スレート）の2つを取り上げ、京都大学で行った例を中心に解体・改修時などのアスベスト飛散とその対策について述べた。吹付けアスベストについては、除去工法の結果得られた工事前後の室内アスベスト汚染の削減効果などについてまとめた。石綿スレートについては、解体工事の内容によって、アスベスト飛散の度合いに影響していることが示された。これらはともに、アスベストの飛散を防ぐために現場に応じて慎重な除去や解体作業が必要であることを示しているものである。

阪神・淡路大震災では、地震発生後に被災地の広範囲でアスベストの一般環境濃度が上昇したが、非除去解体からは多量のアスベストが飛散していたことが実測によって示された。また、被災地の推定アスベスト蓄積量及び飛散量から、プルーム・パフモデルを用いて、環境庁モニタリングの各測定点におけるアスベスト濃度上昇の寄与を試算した結果、アスベスト濃度の試算値と実測値の間には弱い正の相関関係がみられた。

## 第4章 参考文献

- 1) 環境庁大気保全局大気規制課監修：アスベスト排出抑制マニュアル増補版，ぎょうせい，pp.33～34 (1988)
- 2) 吉野 昇：建物解体等に伴うアスベスト飛散防止への取組み，PPM，Vol.20，No.3，pp.74～86 (1989)
- 3) U.S.EPA: Guidance for controlling asbestos-containing materials in buildings, EPA560/5-85-024, PB86-116522, p1-4 (1985)
- 4) 建設省住宅局建築指導課，建設大臣官房庁営繕部監督課監修：既存建築物の吹付けアスベスト粉じん飛散防止処理技術指針・同解説，日本建築センター (1988)
- 5) 神山宣彦：アスベストの環境問題の現状と対策，Vol.29，No.3，pp.38～42 (1988)
- 6) 日本石綿製品工業会：吹付け石綿の対応について (1987)
- 7) 厚生省水道環境部産業廃棄物対策室監修：特別管理廃棄物シリーズⅡ 廃石綿等処理マニュアル，化学工業日報社 (1993)
- 8) 環境庁大気保全局企画課監修：石綿・ゼオライトのすべて，日本環境衛生センター，pp.20～21 (1987)
- 9) 環境庁大気保全局大気規制課監修：アスベスト排出抑制マニュアル増補版，ぎょうせい，



- pp.33～34 (1988)
- 10) Spurny,K.R.: On the release of asbestos fibers from weathered and corroded asbestos cement products, Environ.Res., Vol.48, pp.100～116 (1989)
  - 11) Spurny,K.R.: On the emission of fibrous particles from corroded asbestos-cement products, In: Environmental Hygiene, Seemayer,N.H. and Haduagy,W. (eds.), Springer (1988)
  - 12) Bornemann,P. und Hildebrandt,U.: Zur Frage der Belastung der Umwelt mit Abwitterungsmaterial von Asbestzement, Staub-Reinhalt. Luft Vol.46, pp.487～489 (1986)
  - 13) 小林純子: アスベスト廃棄物の飛散性と中間処理について, 清掃技法, 第 15 号, pp.62～79 (1990)
  - 14) Brown,S.K.: Asbestos Exposure During Renovation and Demolition of Asbestos-Cement Clad Buildings, Am. Ind. Hyg. Assoc. J., Vol.48, pp.478～486 (1987)
  - 15) 小林純一郎: 建材中のアスベストの定量分析とその飛散に関する研究, 京都大学工学部衛生工学科卒業論文 (1992)
  - 16) U.S.EPA: 40CFR61, Subpart M—National Emission Standard for Asbestos (1990)
  - 17) Irving,K.F., Alexandar,R.G. and Bavley,H.: Asbestos exposures in Massachusetts, Am. Ind. Hyg. Assoc. J., Vol.41, pp.270～276 (1980)
  - 18) 石井康一郎, 吉野 昇: ボード破壊時のアスベスト飛散特性, 大気汚染学会誌, Vol.28, No.5, pp.288～294 (1993)
  - 19) 廣田勝彦: アスベスト使用建築物の改修・解体工事に係る指導について—横浜市の事例—, 公害と対策, Vol.24, No.10, pp.75～79 (1988)
  - 20) 吉野 昇: 東京都におけるアスベスト対策について, PPM, Vol.20, No.7, pp.77～81 (1989)
  - 21) 寺園 淳, 酒井伸一, 高月 紘: 阪神・淡路大震災における建築物解体に伴うアスベスト飛散に関する検討, 大気環境学会誌, Vol.34, No.3, pp.192～210 (1999)
  - 22) 第 37 回大気環境学会年会の特別集会における山本 (神戸市) の発表 (1996 年 9 月 24 日)
  - 23) 森田知博: 神戸市におけるアスベスト対策について, 災害廃棄物フォーラム講演論文集, 廃棄物学会, pp.135～140 (1996)
  - 24) 環境庁: 阪神・淡路大震災に伴う大気環境モニタリング調査等の実施結果について (平成 7 年 12 月 22 日発表)
  - 25) 環境庁大気保全局大気規制課: 平成 3 年度未規制大気汚染物質モニタリング調査結果, 官公庁公害専門資料, Vol.28, No.2, pp.68～70 (1993)
  - 26) 環境庁: 阪神・淡路大震災に伴う第 2 次大気環境モニタリング調査等の実施結果について (平成 7 年 4 月 6 日発表)
  - 27) 環境庁大気保全局大気規制課: 平成 5 年度未規制大気汚染物質モニタリング調査結果, 官公庁公害専門資料, Vol.30, No.3, pp.52～55 (1995)
  - 28) 環境庁大気保全局大気規制課: 平成 7 年度未規制大気汚染物質モニタリング調査結果, 官公庁公害専門資料, Vol.32, No.2, pp.130～133 (1997)
  - 29) Gruenwald,G.J.S.: Asbestos levels in a Los Angeles building before and after an earthquake, Am. Ind. Hyg. Assoc. J., Vol.49, pp.A87～A88 (1988)
  - 30) Van Orden,D.A., Lee,R.J., Bishop,K.M., Kahane,D. and Morse,R.: Evaluation of asbestos concentrations in buildings following the Loma Prieta Earthquake, Regulatory Toxicology and Pharmacology, Vol.21, pp.117～122 (1995)
  - 31) Wilmoth,R.C., Hollet,B.A.: Observations on asbestos release during demolition activities, US -EPA/600/A-93/040, 14pp (1992)
  - 32) Wilmoth,R.C., Hollet,B.A. and Clark P.J.: Evaluation of asbestos release from building demolition following the October 1989 California Earthquake, Presented at the 17th Annual RREL Hazardous Waste Research Symposium held in Cincinnati, Ohio, April 9-11 (1991)
  - 33) Federal Register, Vol.55, p48415 (1990)

- 34) 高月 紘, 酒井伸一, 糸川嘉則: アスベストによる室内環境汚染と削減対策について, 大気汚染学会誌, Vol.24, pp.28～36 (1989)
- 35) 中地重晴 :被災地のアスベスト汚染の現状と教訓, 労働の科学, Vol.50, pp.791～794 (1995)
- 36) 環境庁大気保全局大気規制課監修: アスベスト排出抑制マニュアル増補版, ぎょうせい, pp.137～151 (1988)
- 37) 同上, pp.116～119 (1988)
- 38) 建設省建築研究所: 平成 7 年兵庫県南部地震被害調査最終報告書 (1996)
- 39) 金谷 健: 倒壊家屋の解体と災害廃棄物, 災害廃棄物フォーラム講演論文集, 廃棄物学会, p.111～123 (1996)
- 40) U.S.EPA: National Emission Standards for Asbestos –Background Information for Proposed Standards, Draft (1990)
- 41) U.S.EPA: Asbestos emission estimates for milling, manufacturing, fabricating, demolition, renovation, and waste disposal, Docket No. A-88-28 (1988)
- 42) 浮遊粒子状物質対策検討会, 環境庁大気保全局大気規制課監修: 浮遊粒子状物質汚染予測マニュアル, 東洋館出版社, pp.198～205 (1997)
- 43) U.S.EPA: Guidance for controlling asbestos-containing materials in buildings, EPA560/5-85-024, PB86-116522, p1-4 (1985)
- 44) U.S.EPA: Management asbestos in place, A building owner's guide to operations and maintenance program for asbestos-containing materials (1990)
- 45) 高月 紘, 酒井伸一, 寺園 淳: 大気環境のアスベストモニタリングに関する検討, 大気汚染学会誌, Vol.26, pp.227～234 (1991)

## 第5章 アスベスト廃棄物の発生と処理対策

### 5-1 はじめに

第4章では、吹付けアスベストや石綿スレートのようなアスベスト含有建材からの環境汚染防止対策について述べた。それらの除去や解体によって発生したアスベスト含有建材についてはさらに、処理処分の過程で新たな環境汚染を引き起こさぬような廃棄物対策が必要となる。アスベスト廃棄物対策としては、2-5-1で述べたように熔融処理が望ましい<sup>1)</sup>とされており、この他には少なくとも固型化や二重梱包を経た埋立(最終処分)が求められている。本研究では、固型化や二重梱包のみの埋立では永年にわたって十分な跡地管理が必要になるため、より適切な処理処分を考える観点から熔融処理を中心に取り上げることとした。

そこで本章ではまず、アスベスト廃棄物の発生および性状について考察する。次に熔融実験の基礎データとなる熔融温度特性と結晶構造変化を調べる。さらに、ラボプラント規模の小型熔融炉や実証プラント規模の熔融炉によってアスベスト熔融実験を行った結果と、その課題について述べる。最後に、その他の処理方法として、酸処理と固型化についても述べることとする。

### 5-2 アスベスト廃棄物

#### 5-2-1 アスベスト廃棄物の発生

表5.1はアスベスト廃棄物が事業活動(製造、販売、取り付け、取り壊し等)に伴ってどの程度排出されたかを、産業別に定性的に推定したものである。これより主要な発生源は、アスベストを含む製品の製造過程及び廃棄過程、すなわち製造業からの窯業・土石製品や、解体工事を行っている建築現場からの廃棄物であることがわかる。

まず、製造過程のアスベスト廃棄物を見ると、石綿セメント製品製造業の場合、製造過程で不良品、切断粉等がアスベスト廃棄物として排出される。図5.1は石綿セメント製造業におけるマテリアルフローの一例である。これより1991年スレート協会、ならびに日本石綿協会の1991年廃棄物処理調査から推定すると、原料投入量73.8万t/年(セメント41.5万t/年、アスベスト8.2万t/年、その他24.1万t/年)に対して、破損ならびに切断加工時等の端切れ材など6.4万t/年は原料として再利用され、リサイクル率は61.5%となっている。アスベストを含む廃棄物としては、石綿含有建材など2.8万t/年、集じん粉0.5万t/年、汚泥0.7万t/年が排出されている<sup>1)</sup>。

また、廃棄過程については、吹付けアスベスト除去や建築物の解体、改修にともなって発生する建材由来のアスベスト廃棄物が主なものである。著者の推定によれば、4-2で述べたように吹付けアスベストだけで全国において17万t程度使用されたと推定された。一方、吉野<sup>3)</sup>によれば全国に使用された建材中アスベストの推定量は1986年で合計467万tにのぼるとされている。このうち吹付けアスベストはおよそ5%の約20万t、石綿スレートなどは90%近い約400万tとしている。我が国のアスベスト輸入量は1955年頃以後に急増したこと<sup>4)</sup>、石綿スレートの耐用年数は長く外装で一般に50年と評価されていること<sup>5)</sup>などを総合すると、これらの多くは現在もなお建材中に蓄積されていると考えられる。

これらのアスベスト廃棄物については、2-5-1で述べたように1991年改正の廃棄物処理法と翌年の施行令によって、飛散性アスベスト廃棄物が廃石綿等の名称で特別管理産業廃棄物に指定され、排出から処分に至る管理の枠組みが設けられた。アスベスト廃棄物の発生量についてはデータが乏しいが、廃石綿等の発生量は都道府県によってわずかに報告がみられる。例えば、表5.2に示すように大阪府や千葉県では廃石綿等が年間数百t規模で発生していることから、全国では年間数千tから1万t近い発生量があるとみられる。

表 5.1 アスベスト廃棄物の発生源 <sup>2),\*1</sup>

製品 産業分類			石綿セメント製品			石綿製品			
			石綿 スレート	パルプセ メント板	その他	紡織品	ジョイント シート	摩擦材	その他
農 業									
林 業									
漁 業									
鉱 業									
*2 建設業	土 木 工 事	新設	○						
		解体	◎		○				
	建 築 工 事	新設	○	○	○				○
		解体	◎	◎	◎		○		◎
	機械装置等工 事	新設	○						○
		解体	○			○	○		◎
製 造 業	食 料 品								
	飲料・飼料・たばこ								
	繊維工業								
	衣服・その他の繊維製品								
	木材・木製品								
	家具・装備品								
	パルプ・紙・紙加工品								
	出 版 ・ 印 刷								
	化 学 工 業					○	○		
	石油製品・石炭					○	○		
	プラスチック製品								
	ゴ ム 製 品								
	なめしかわ・同製品・毛皮								
	窯業・土石製品		◎	◎	◎	○	○	○	○
	鉄 鋼 業					○	○		○
	非 鉄 金 属					○			○
	金 属 製 品								
	一 般 機 械 器 具							○	
	電 気 機 械 器 具								○
	輸 送 機 械 器 具					○		○	○
	精 密 機 械 器 具								
	そ の 他								
電気・ガス・熱・供給・水道業						○	○		○
運 輸 ・ 通 信 業								○	
卸売・小売業・飲食店			○	○	○	○	○	○	○
金 融 ・ 保 険 業									
不 動 産 業									
サ ー ビ ス 業								○	
公 務									

\*1: ◎は多量に発生、○は発生、無印は発生なしまたは少量発生

\*2: 建設業の土木工事、建設工事、機械装置工事について

土木工事とは、いわゆる土木工事、農業土木工事のほか、送電線、配電線、地中電線路、電車線、電話線、アンテナ、電線支持物、鉄塔、信号装置、屋外の送配管、石油タンク、ガスタンク、鋼製工業薬品タンク、浮ドック、交通標識、サイロ等の工業が含まれる。

建設工事には、その一部である鉄骨、鉄筋、防水、塗装、木製間仕切壁等の工事及び建設工事に附帯する整地、門塀等の工事が含まれる。また建築設備である冷暖房、換気、給排水、電気、ガス、消火、汚物処理等の設備工事、昇降機、煙突等の工事も含まれる。

機械装置等工事とは、工場等における動力設備、配管、機械基礎、築炉、機械器具設置等の工事、変電設備、屋内電信電話設備、電光文字設備、ネオン装置、ガス導管、坑井設備、遊園地の遊戯設備、鋼索鉄道及び架空索道設備等の工事並びに土木工事及び建築工事以外の施設の工事をいう。

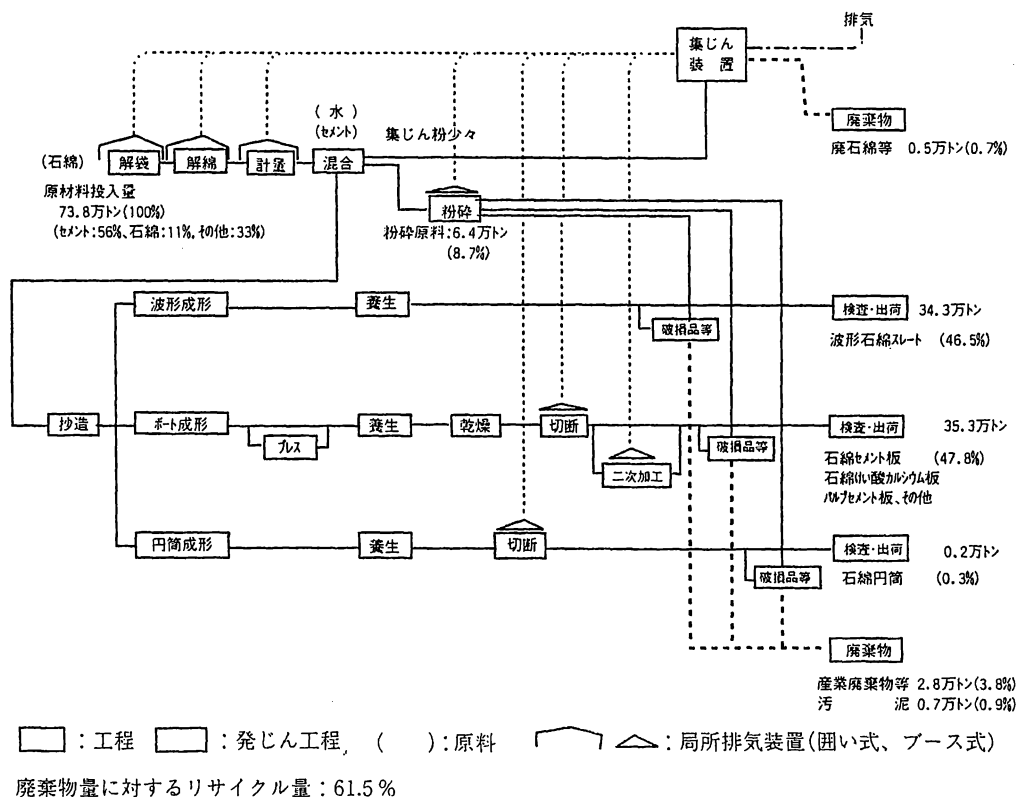


図 5.1 石棉セメント製品製造業におけるマテリアルフローの一例<sup>1)</sup>

表 5.2 廃石棉等（飛散性アスベスト廃棄物）の排出量

年度	大阪府 <sup>6)</sup>	千葉県 <sup>7)</sup>
1993	2,567	28
1994	821	299
1995	1,173	416
1996	710	415
1997	780	—

注：大阪市及び千葉市も含まれる

一方、非飛散性の石棉スレートなどに対しては、東京都<sup>8)</sup>や横浜市<sup>9)</sup>などで破損防止や密封などが指導されているほかは、対策がとられていないのが実状である。石棉スレートは低濃度アスベスト含有建材ながら、4-3で述べたように潜在量は膨大であり、安定型または管理型処分場において埋立を行った場合には処分場の再利用次第で周辺にアスベストの飛散を招くことが懸念される。

## 5-2-2 アスベスト廃棄物の性状

ここでは、吹付けアスベストの除去工事によって発生したアスベスト廃棄物について、基礎物性分析や溶出試験を行ったのでその結果を示す。

京都大学および各地の地方自治体で除去されたコンクリート固型化前後の吹付けアスベスト（以下、固型化前廃棄物、固型化後廃棄物とする、飛散防止剤は散布済み）計 28 検体について、含水率、かさ比重、無機成分組成、重金属類含有濃度の測定と環境庁告示第 13 号に従う溶

出試験（以下、告示法とする）を行った。また、一部の固型化前廃棄物については米国で定められている溶出試験（Toxicity Characteristic Leaching Procedure；毒性溶出試験、以下、TCLP）<sup>10)</sup>も行った。TCLP では試料／溶媒の重量比が 1 対 20、振とう時間 18 時間、溶媒は酢酸緩衝液または酢酸を用いることとされており、日本の溶出試験方法とはかなり条件が異なる。

分析結果の一例を表 5.3 に示す。含水率は 1.2～76% とかなり幅があり、飛散防止剤の散布量や保管状態などによる影響がみられる。無機成分組成では、SiO<sub>2</sub> が主成分であり、アスベスト種や固着剤によってその他の成分の割合が異なる。アスベスト廃棄物中の重金属類については、特に試料 3、4 の Hg と As の含有濃度が高く、Hg で 40ppm、As で 100ppm 前後の値が検出されている。次に、溶出試験結果の一例は表 5.4 のとおりであり、告示法による場合、Cr、Hg、As などの重金属類が検出されており、一部の廃棄物からは規制値を超える Hg 濃度が溶出した。一方、TCLP による溶出液は告示法に比べかなり酸性側にあるため、溶出濃度が一桁高い重金属もある。とくに Pb や Zn の溶出が目される。

アスベスト廃棄物から検出された重金属類の由来を検討するため、多数の原産アスベストを入手、分析した。カナダ、ソ連、南アフリカ産など計 17 種類の原産アスベストについて、重金属類含有濃度の測定と溶出試験（溶出試験）を行った。含有濃度試験の結果、Cr、As などが一部から検出されたが、溶出試験の結果は全て検出限界未満であった。これより原産アスベストからの重金属類の溶出はまず考えられず、アスベスト廃棄物中の重金属類の由来は別の要因によるものと推察された。

そこでアスベスト廃棄物中の成分には、飛散防止剤によるものも寄与していると考え、分析を行った。上述した吹付けアスベスト試料に実際に散布された飛散防止剤を含む計 20 種類の飛散防止剤について、重金属類の含有濃度を測定した。その結果は表 5.5 のとおりであり、一部の薬剤には多量の Hg、As、Pb などが含まれていた。表 5.4 中の試料 3、4 の Hg などはこの薬剤の散布によるもので、その他のアスベスト廃棄物中重金属類についても同様の因果関係が推定できる。飛散防止剤とは、吹付けアスベスト除去工事の際には有効で簡便な飛散防止策としてアスベストの湿潤化に利用されるなど、アスベスト対策の各方面で使用されている。現在様々な飛散防止剤が開発されているが、今回検出された Hg や As は塗料と同様に防腐や防カビの目的で使用されているものと考えられる。除去、封じ込めといったアスベスト対策はアスベストによる健康影響を未然に防止するために実施されているものであるが、その際の有害な飛散防止剤の使用は新たな環境汚染を招くことにもなりかねない。建材中のアスベスト対策を有害廃棄物の適正な処理処分法として考えると、各種飛散防止剤の慎重な選定と、有害な重金属類を含まない飛散防止剤の開発や改良が必要である。

表 5.3 アスベスト廃棄物の分析結果

試料No. アスベスト種	1 クリソタイル	2 アモサイト	3（表層） クリソタイル	3（裏層） クロシドライト	4 アモサイト
含水率 [%]	1.2	50.3	11.3	34.1	3.6
かさ比重[kg/l]					
水分含有状態	0.15	0.56	—	—	—
絶乾状態	0.15	0.28	—	—	—
無機成分組成[wt%]					
SiO <sub>2</sub>	33.8	51.4	25.0	35.1	32.4
MgO	11.7	2.5	21.0	2.9	4.9
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	2.4	19.1	2.9	27.6	12.8
Na <sub>2</sub> O	<0.1	7.4	<0.1	0.7	<0.1
重金属類					
Pb [%]	<0.01	<0.01	0.015	0.003	0.002
Cr [%]	0.021	0.008	0.042	0.006	0.059
As[mg/kg]	0.7	9.4	105	6	3
Hg[mg/kg]	0.03	<0.02	46	44	11

表 5.4 アスベスト廃棄物の溶出試験結果 [mg/L]  
(上段：固型化前廃棄物、下段：固型化後廃棄物)

試料No. 方法 規制値	1 告示法	2 告示法	3 告示法	3 TCLP	4 告示法	4 TCLP
Pb 3.0	<0.1 <0.1	<0.1 <0.1	<0.1 <0.1	0.30 —	<0.1 <0.1	0.29 —
T-Cr 1.5*	<0.01 0.34	<0.01 0.17	<0.01 0.05	0.067 —	<0.01 0.03	0.067 —
As 1.5	<0.002 <0.002	<0.002 <0.002	0.025 <0.002	0.010 —	0.011 <0.002	0.010 —
T-Hg 0.005	<0.0005 <0.0005	<0.0005 <0.0005	0.69 0.0082	0.16 —	0.15 0.0069	0.0057 —

注 規制値：総理府令第5号より

\*：六価クロムに係る規制値

表 5.5 飛散防止剤中の重金属類 [mg/L]

品名	A	B	C	D	E	F	G
Si	11,000	630	550	3	36,000	24	900
Mg	10	11	11	3	120	<1	1,900
Pb	70	<10	<10	<10	360	<10	60
Cr	25	25	4	<1	35	<1	40
As	22	<0.5	<0.5	<0.5	0.8	<0.5	<0.5
Hg	24	<0.1	<0.1	0.1	<0.1	<0.1	<0.1

### 5-3 アスベスト廃棄物の溶融処理

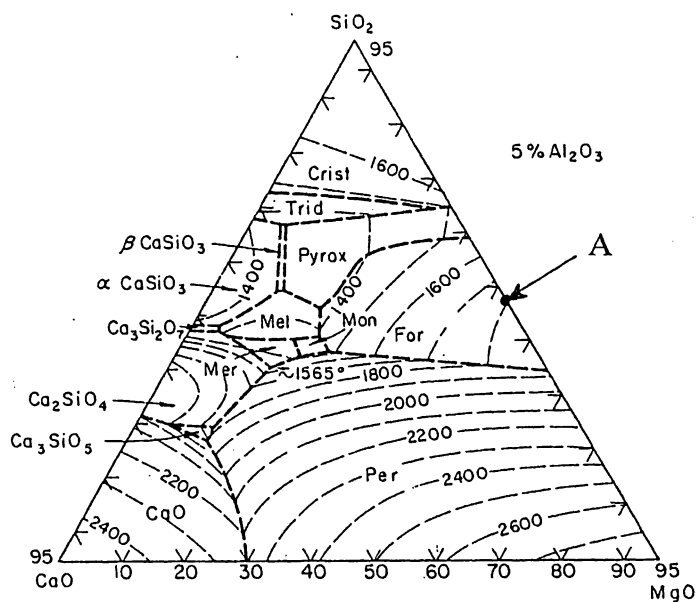
アスベスト廃棄物の溶融処理については、アスベストの変質による無害化が期待されるために、法的にも特別管理廃棄物でなくすることのできる、国内では現在唯一の方法とされている。本研究では溶融処理をアスベスト廃棄物処理の有力な方法ととらえて、様々な実験規模でその有効性を検討することとした。そのためにまず、アスベストの溶融温度特性を X 線回折法などによって把握し、後に続く実験の参考とした。次に、小型溶融炉によるラボプラント実験を行った。最後に、電気抵抗炉による実証プラント実験を行った結果を述べる。

#### 5-3-1 溶融温度特性

アスベスト単体としての溶融温度特性と関連して、脱構造水温度や耐熱性などの特性については、表 2.3 に示したような知見がある。ここでは、共存物質との混合体としての場合も含めて、アスベストの溶融温度特性を実際に把握することによって、アスベスト廃棄物の溶融処理の可能性を探ることとした。

##### (1) 状態図を用いたアスベストの溶融温度特性

クリソタイルの化学式は  $\text{Mg}_6\text{Si}_4\text{O}_{10}(\text{OH})_8$  ( $3\text{MgO} \cdot 2\text{SiO}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ;  $3\text{MgO}=120$ 、 $2\text{SiO}_2=120$ ) であるため、 $\text{MgO}$  と  $\text{SiO}_2$  がほぼ同重量含まれている。また、実際には産地によって様々な割合で不純物も含まれ、表 2.2 で示したように 3%程度の  $\text{Al}_2\text{O}_3$  が含まれることもある。このようなクリソタイルの溶融後生成物について、 $\text{CaO-MgO-Al}_2\text{O}_3\text{-SiO}_2$  系の状態図 ( $\text{Al}_2\text{O}_3$  は 5%に固定) で考える。この図 5.2 に従えばクリソタイルは A 点に位置するため、状態図による融点はおおよそ  $1,800^\circ\text{C}$  と高く、その主たる生成物はフォーステライト ( $\text{Mg}_2\text{SiO}_4$ ; 別名、苦土かんらん石) とみられる。なお、融点を下げるためには、 $\text{CaO}$  や  $\text{SiO}_2$  を適切な比率まで増加させることによって、融点  $1,400^\circ\text{C}$  以下の輝石族 (Pyroxene Group) などにする方法があろう。アスベスト廃棄



An = anorthite ( $\text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8$ ); Cord = cordierite ( $2\text{MgO} \cdot 2\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{SiO}_2$ ); Crist. = cristobalite (high-temperature form of  $\text{SiO}_2$ ); For = forsterite ( $\text{Mg}_2\text{SiO}_4$ ); Mel = melilite, solid solution of akermanite ( $\text{Ca}_2\text{MgSi}_2\text{O}_7$ ) and gehlenite ( $\text{Ca}_2\text{Al}_2\text{SiO}_7$ ); Mer = merwinite ( $\text{Ca}_3\text{MgSi}_2\text{O}_8$ ); Mon = monticellite ( $\text{CaMgSiO}_4$ ); Mul = mullite ( $3\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 2\text{SiO}_2$ ); Per = periclase ( $\text{MgO}$ ); Pyrox = pyroxene, solid solution largely of diopside ( $\text{CaMgSi}_2\text{O}_6$ ) and clinoenstatite ( $\text{MgSiO}_3$ ); Sap = sapphirine ( $4\text{MgO} \cdot 5\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 2\text{SiO}_2$ ); Sp = spinel ( $\text{MgAl}_2\text{O}_4$ ); and Trid = tridymite (form of  $\text{SiO}_2$ ).  $\beta\text{CaSiO}_3$  = wollastonite,  $\alpha\text{CaSiO}_3$  = pseudowollastonite, and  $\text{Ca}_3\text{Si}_2\text{O}_7$  = rankinite.

図 5.2 CaO-MgO-Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>-SiO<sub>2</sub> 系の状態図 (Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> は 5% に固定) <sup>11)</sup>

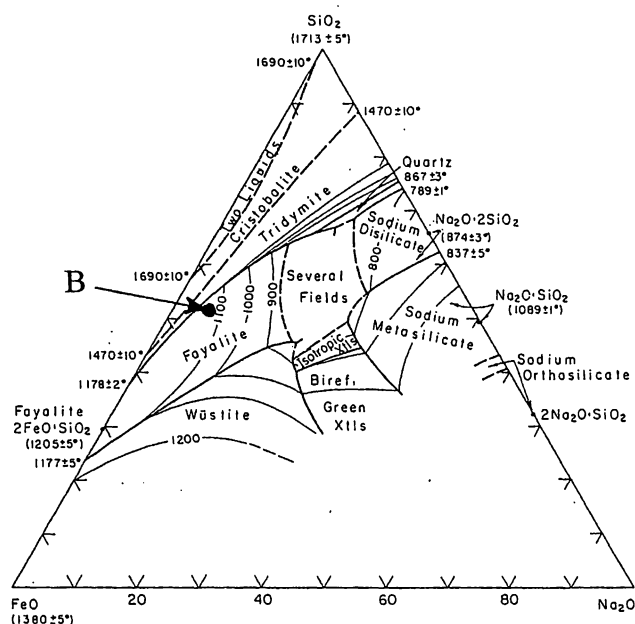


図 5.3 Na<sub>2</sub>O-FeO-SiO<sub>2</sub> 系の状態図 <sup>12)</sup>



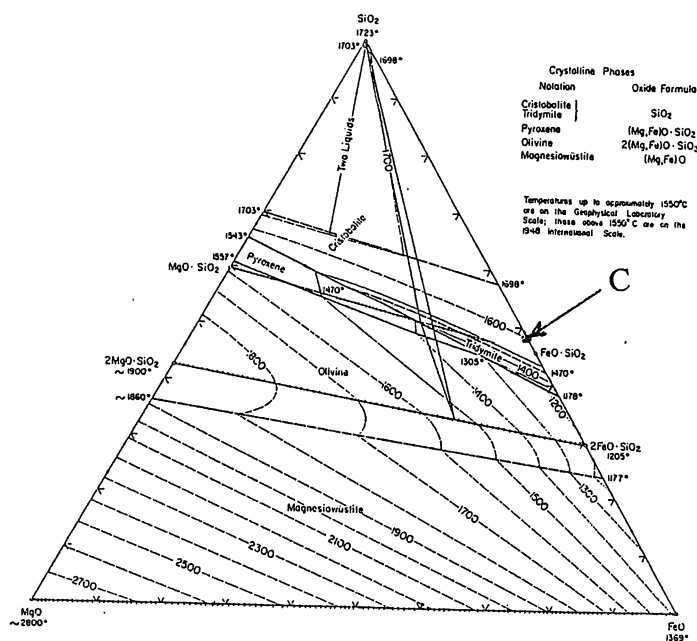


図 5.4 FeO-MgO-SiO<sub>2</sub> 系の状態図<sup>13)</sup>

物の中には CaO がセメントの成分などとして存在することが多く、クリソタイル単体よりはかなり融点は下がるものと考えられる。

また、クロシドライトについては化学式が  $\text{Na}_2(\text{Fe}^{2+}\text{Mg})_3(\text{Fe}^{3+})_2\text{Si}_8\text{O}_{22}(\text{OH})_2$  (主として  $\text{Na}_2\text{O} \cdot 3\text{FeO} \cdot \text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot 8\text{SiO}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{Na}_2\text{O}=62$ ,  $3\text{FeO}=215$ ,  $\text{Fe}_2\text{O}_3=160$ ,  $8\text{SiO}_2=480$ ) である。これを図 5.3 に示す  $\text{Na}_2\text{O}-\text{FeO}-\text{SiO}_2$  系の状態図で考えると、クロシドライトはおよそ B 点に位置するため、状態図による融点は 1,100℃ 強程度であり、その主たる生成物はファヤライト ( $\text{Fe}_2\text{SiO}_4$ ; 別名、鉄かんらん石) やトリディマイト ( $\text{SiO}_2$ ; 別名、リンケイ石) とみられる。クロシドライトの融点も  $\text{SiO}_2$  や  $\text{Na}_2\text{O}$  などとの適切な混合によって、さらに低下するものと考えられる。

さらにアモサイトについては化学式が  $(\text{Mg} < \text{Fe}^{2+})_7\text{Si}_8\text{O}_{22}(\text{OH})_2$  (主として  $7\text{FeO} \cdot 8\text{SiO}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$ ,  $7\text{FeO}=503$ ,  $8\text{SiO}_2=480$ ) である。これを図 5.4 に示す  $\text{FeO}-\text{MgO}-\text{SiO}_2$  系の状態図で考えると、アモサイトはおよそ C 点に位置するため、状態図による融点は 1,600℃ 程度と高く、その主たる生成物はクリストバライトやトリディマイト (ともに  $\text{SiO}_2$ ) とみられる。

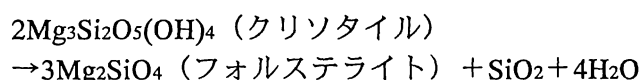
なお、文献によるアスベストの融点は表 2.3 に示してように、クリソタイル、クロシドライト、アモサイトの順にそれぞれ 1,500℃、1,200℃、1,400℃となっている。すなわち、クリソタイルとアモサイトにおいて、上に述べた状態図による融点よりも 200~300℃ 程度低くなっている。これは状態図による融点が、不純物による融点低下を考慮していないことや、結晶質であるアスベストの性質を必ずしも正確に反映していない可能性があることなどの理由によって、参考値として考えるべきものであることを示唆している。しかしながら、実際のアスベスト廃棄物処理における融点低下のための添加物混入の効果や混入すべき比率について、状態図を用いて事前に検討することは有意義であろう。

## (2) 結晶構造変化

クリソタイル、クロシドライト及びアモサイトの各アスベストについて、室温から 1,500℃

までの温度上昇による結晶構造の変化を、X線回折法によって調べた。試料は日本作業環境測定協会のアスベスト標準試料である JAWE111（クリソタイル、産地：米国カリフォルニア州）、同 211（クロシドライト、産地：南アフリカ共和国ケープ州）、同 311（アモサイト、産地：南アフリカ共和国トランスバール州）である。これらに対して X 線回折装置（理学電機製 RINT-Ultima<sup>+</sup> 及び多目的高温装置）を用い、室温から 1,500℃（クロシドライトのみ 1,400℃）まで 20℃/min の速度で温度を上げた。測定は室温ならびに 500～1,500℃を 100℃ステップで行い、各温度での保持時間は 1 分とした。

まず、クリソタイルについて、X線回折スペクトルの温度変化は図 5.5 に示すとおりである。室温では、 $2\theta = 12^\circ, 24^\circ, 37^\circ, 60^\circ$ （Cu-K $\alpha$ ）にクリソタイル特有のピーク（図中・印）が現れており、JCPDS カードを用いた無機化合物の定性分析によってもクリソタイルであることが確認された。これに対して温度上昇を行うと 600℃を超えた頃にスペクトルの変化が生じ、クリソタイル特有のピークは一度消失している。900℃前後でクリソタイルとは異なる新たなピークが表われ、この X線回折スペクトルは 1,500℃までほとんど変化せずに残った。1,500℃で得られたクリソタイルの熔融後生成物に対する JCPDS カードによって Mg<sub>2</sub>SiO<sub>4</sub>（フォルステライト）と SiO<sub>2</sub>（トリディマイト）が検索されている。このようなクリソタイルアスベストの熱分解に関する研究は Khorami ら<sup>15)</sup>の報告に詳しく、



なる分解反応式が示されている。この反応はクリソタイルが 550～650℃で脱水酸化反応を生じフォルステライトに変化するという EPA の報告<sup>15)</sup>をはじめ多くの研究者<sup>16,17)</sup>に認められている。本実験でも 600℃を超えて上式のような脱水酸化反応を生じ、結晶構造の変化の結果、フォルステライトなどを得たものとみられる。

また、クロシドライトやアモサイトについても、図 5.6、図 5.7 にそれぞれ示すような X線回折スペクトルの熱的挙動が示された。これらの結果はクロシドライトやアモサイトが 700℃を超えて輝石に変化するという報告<sup>17)</sup>を支持するものであった。

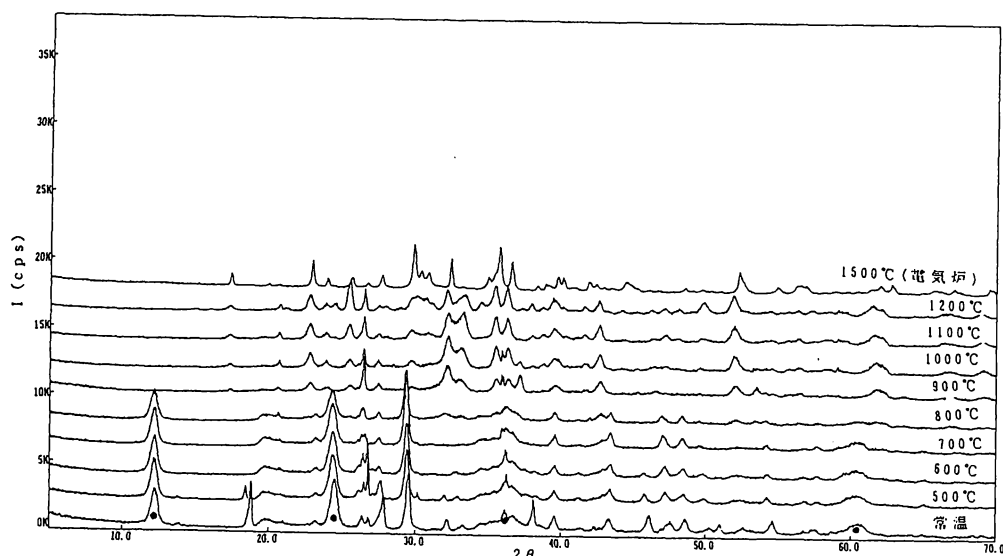


図 5.5 クリソタイルにおける X線回折スペクトルの温度変化

注：RT は室温、RT（降温後）は 1,500℃に昇温した後の室温を示す

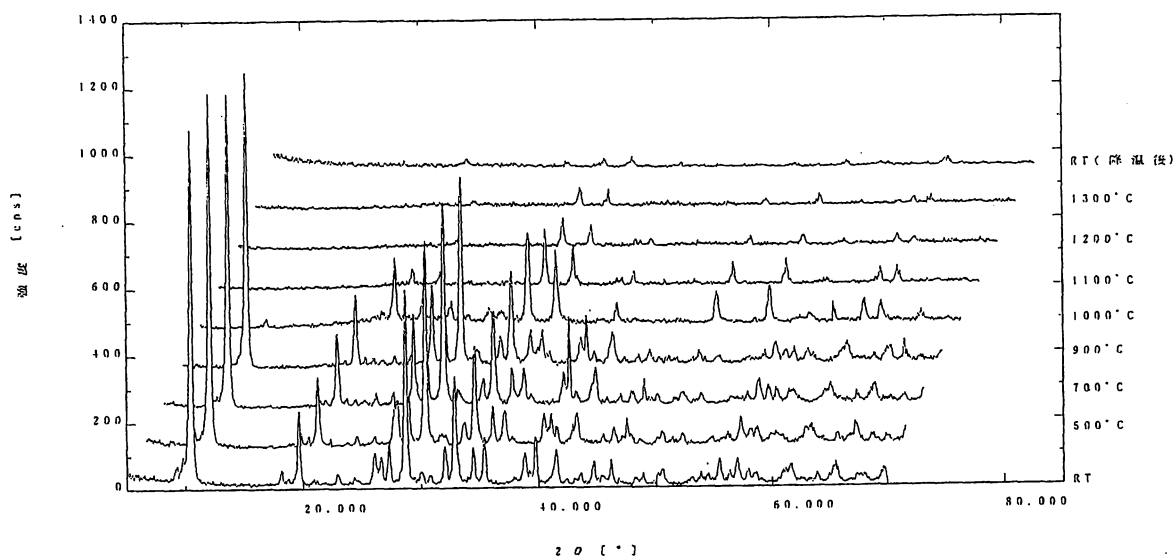


図 5.6 クロシドライトにおけるX線回折スペクトルの温度変化  
 注：RT は室温、RT（降温後）は 1,500℃ に昇温した後の室温を示す

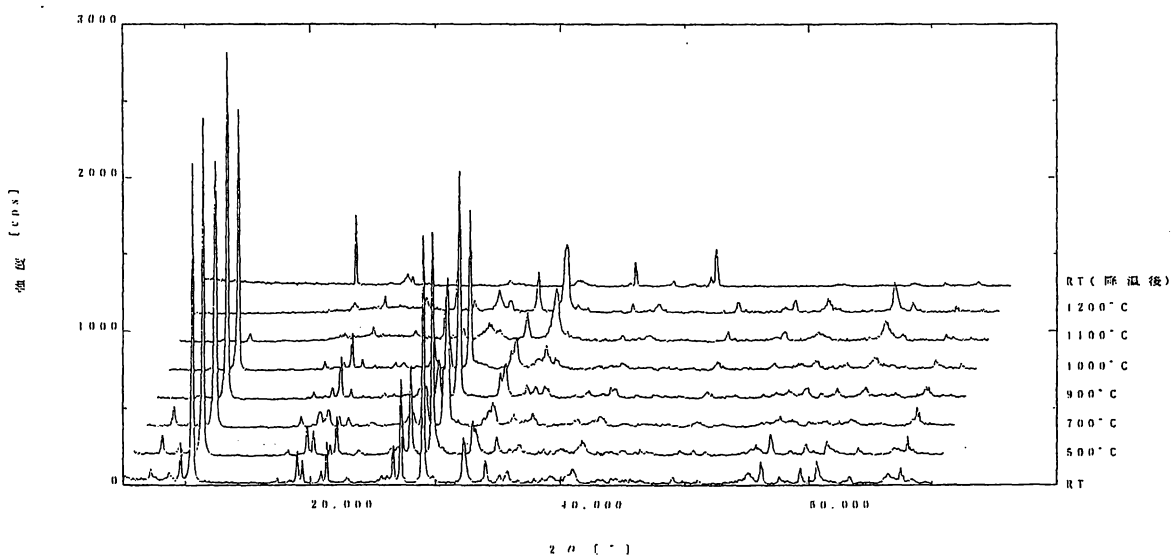


図 5.7 アモサイトにおけるX線回折スペクトルの温度変化  
 注：RT は室温、RT（降温後）は 1,500℃ に昇温した後の室温を示す

5-3-2 小型溶融炉によるラボプラント実験

次に、ラボプラント実験として、小型溶融炉を用いたアスベスト廃棄物の溶融処理実験を行った。ここで使用した溶融炉はコークスベッド式小型溶融炉であり、既に下水汚泥溶融の目的で確立された技術を準用するものである。また、石綿スレートは難燃性のため、可燃分の多い汚泥との混合溶融とした。

(1) 実験方法

① 溶融方法

使用したコークスベッド式小型溶融炉は、コークスベッド部炉径 150mm、最大コークス消費量約 10kg/h、最大汚泥処理量約 30kg/h、空気予熱温度 400℃、最大空気送入量 120Nm<sup>3</sup>/h（1 次空気）、150Nm<sup>3</sup>/h（2 次空気）であり、ロー石レンガ（SiO<sub>2</sub>70%, Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>28%）を使用し、スラグは空冷スラグを得る。小型溶融炉と分析のサンプリング地点は図 5.8 に示す。溶融方法としてはまずコークス投入と出滓口からの点火を行い、点火終了後もコークス投入によりコークスベッド高さを一定に保ちながら、1 次空気の炉への投入ならびに 1 次空気と炉の予熱を行う。試料の投入は、1 次空気温度 400℃、コークスベッド内温度 1,400℃以上、炉出口排ガス温度 600℃以上が確認されてから行い、約 100 分間投入を続けた。

② 試料および実験条件

試料としたアスベスト廃棄物は、吹付けアスベスト（クリソタイル）と石綿スレートの 2 種類である。ただし、石綿スレートは不燃性のため融点低下の観点から汚泥との混合溶融を試み、それぞれ条件を変えて溶融ならびに分析を行った。吹付けアスベストは同じく京都大学で使されたクリソタイルであり、20～30mm に加工したものを投入する。石綿スレートは京都大学で使された製造後 30 年以上経過したと思われるもので、ハンマーで 20～30mm に加工し、汚泥と同時に炉に投入する。汚泥は A 下水処理場の高分子汚泥であり、入手汚泥は過乾燥で粒子径が小さいため、水を混合するとともに造粒機（不二パウダル(株)製）でφ15mm に成形して炉に投入する。また、コークスは水分 1%、発熱量 6,980kcal/kg-dry のものを 9.0kg/h で投入する。塩基度調整剤には SiO<sub>2</sub> 源として碎石を 20～30mm に加工したものを投入する。

試料はいずれも灰分負荷 300～800kg-ash/m<sup>2</sup>・h を目安としたほか、溶融温度（溶流点）が炉の性能に比して高すぎないこと、溶流性確保のために塩基度（CaCO<sub>3</sub>/SiO<sub>2</sub> で表される比）を 1 前後とすること<sup>18)</sup>、ならびに飛散しにくい性状や十分な混合状態とすることなどを考慮して、表 5.6 のように投入量（混合比）を決定した。なお、塩基度や溶流点も併記したが、溶流点についてはコークス投入を無視した値である。各試料の溶流点は溶融特性測定装置（LECO 社製 AF600）によって、JIS K2151（コークス類の試験方法）を準用して求めたものである。

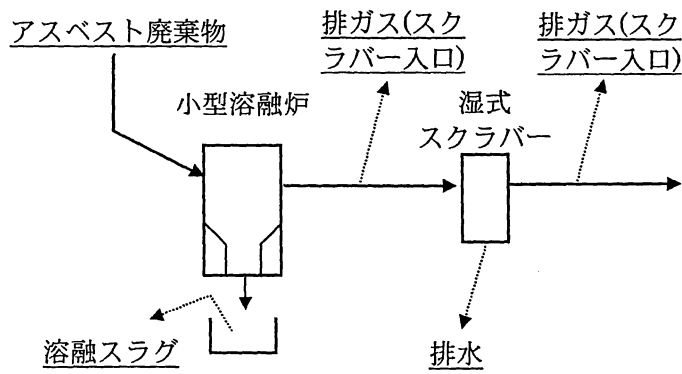


図 5.8 ラボプラント実験のフローと分析対象  
(下線は分析対象)

表 5.6 ラボプラント実験の主な条件

	RUN1 (吹付けアスベスト)	RUN2 (石綿スレート+汚泥)
溶融試料及び 投入速度	吹付けアスベスト 9.0kg/h(83%)	石綿スレート 5.6kg/h(26%)
添加材	碎石 1.8kg/h(17%)	汚泥 15.0kg/h(74%)
塩基度	0.7	1.0
溶流点	1,312℃	1,164℃

### ③ 分析方法

溶融試料の元素組成分析は無機成分組成、塩素についてエネルギー分散型蛍光X線分析（リガク製 System3370 型）により行い、有機分組成のうち炭素、水素、窒素は CHN 分析計（柳本製 MT-3 型）、硫黄は C-S 自動分析計（LECO 社型）をそれぞれ用いた。強熱減量は JIS M8812（石炭類およびコークス類の工業分析方法）を準用し、815℃、1 時間条件で、含水率は JIS M8811（石炭類およびコークス類の全水分・湿分測定方法）を準用し、105℃、2 時間条件とした。発熱量は燃研式断熱熱量計によった。なお、無機成分組成は溶融スラグのものも調べた。

溶融処理システムの安全性評価のため、溶融スラグの無害化の確認、および排ガス・排水からのアスベスト排出状況の確認を行った。溶融スラグの評価についてはX線回折法（マックスサイエンス社製MXP3型）による結晶構造の確認のほか、アスベスト種の同定に最も有効な電子顕微鏡法を用いた。すなわち、走査型電子顕微鏡（Scanning Electron Microscope; SEM、日立製作所製S-4000）による繊維状形態の観察、および透過型電子顕微鏡（Transmission Electron microscope; TEM、日本電子製JEM-1200EX）とエネルギー分散型X線分析器（Energy Dispersive X-ray Spectrometer; EDS、LINK製QX200）を用い、溶融スラグと試料についてアスベストの定性定量分析を行った。また、系外へのアスベストの排出状況について調べるために、排ガス・排水についてもTEM法によるアスベスト分析を行った。

## (2) 溶融試料の基礎物性

### ① 基礎分析

溶融処理に使用した石綿スレート、吹付けアスベストおよび汚泥の無機成分組成を表 5.7 に示す。吹付けアスベストはクリソタイル由来の Si、Mg が主成分であり、そのほか固着剤による Ca が 40% 弱含まれている。石綿スレートは Ca を主成分とするほか Si も 24% 含まれているのに対し、汚泥は Si、Al と P が主成分である。そのほか、塩基度調整剤として使用した碎石については Si が 62% 含まれている。

また同様に試料の基礎物性分析結果を表 5.8 に示した。含水率については、吹付けアスベストでは保管状態などによって 17～30% と変動が大きく、石綿スレートでは 4.7% と低かった。汚泥は約 20% 弱の過乾燥のものを含水率 40% 程度に加湿して造粒を行った。総発熱量は吹付けアスベスト、石綿スレートでそれぞれ 350、60kcal/kg であるのに対して、汚泥は 4,830kcal/kg-dry と非常に高い値であり、混合溶融の効果を期待させた。また、強熱減量は石綿スレート、吹付けアスベストともに 20% 程度の値を示し、不燃性ながら可燃分をある程度含んでいることがわかった。ただし、強熱減量は 815℃ 条件としたため、この温度域までの無機成分の分解なども減量に含まれて測定されるため、必ずしも強熱減量が全て有機分ではない。塩基度 (CaCO<sub>3</sub>/SiO<sub>2</sub>) は吹付けアスベスト、石綿スレートでそれぞれ 2.3、1.2 であった。石綿スレートの場合はセメント中の CaCO<sub>3</sub>、吹付けアスベストの場合も固着剤として含まれていたカルサイト CaCO<sub>3</sub> が本来 Si リッチのアスベストから塩基度を高くしたものと説明できる。

表 5.7 ラボプラント実験における溶融試料の無機成分組成

	吹付け アスベスト	石綿 スレート	汚泥
SiO <sub>2</sub>	33.1	24.4	41.1
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	6.5	4.4	21.4
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	2.2	4.0	7.2
CaO	38.4	55.4	6.3
MgO	15.5	7.7	2.0
TiO <sub>2</sub>	0.5	0.8	1.0
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0.1	<0.1	16.5
MnO	<0.1	<0.1	0.2
V <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	<0.1	<0.1	<0.1
Na <sub>2</sub> O	1.2	<0.1	0.5
K <sub>2</sub> O	0.8	0.2	1.6
Cr <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0.2	0.1	0.2

表 5.8 ラボプラント実験における溶融試料の基礎物性

	吹付け アスベスト	石綿 スレート	汚泥
含水率[%]	—	4.7	—
総発熱量[kcal/kg-dry]	350	60	4,830
強熱減量[%]	19.5	22.5	83.5
有機分組成[%]			
C	4.9	5.1	42.7
H	1.0	0.9	6.2
N	0.1	<0.1	5.2
S	0.07	<0.1	0.5
O	13.4	16.4	28.8
Cl	—	0.1	0.1
塩基度	2.3	1.2	0.15

### ② X線回折法による結晶構造

本実験の試料である吹付けアスベストの X 線回折スペクトルは、Mg<sub>3</sub>Si<sub>2</sub>O<sub>5</sub>(OH)<sub>4</sub>（クリソタイル）と 2θ = 12°, 24°, 60° で一致した。このスペクトルには固着剤由来と思われる CaCO<sub>3</sub> も確認された。また、石綿スレートのスペクトルは 2θ = 23°, 29°, 36°, 39°, 43°, 47°, 48° で顕著なピークを示し、JCPDS カードとの検索結果で同定された CaCO<sub>3</sub> のピークとも一致した。これは石綿スレートの主成分が、標準割合として 85% 程度含まれるとするセメント由来の CaCO<sub>3</sub> であることを示すものである。また、15% 程度含まれていると思われるクリソタイルも 2θ = 12°, 24°, 60° など認められた。なお、汚泥は非晶質であるため特異なスペクトルは示さなかった。

### (3) 結果と考察

(1) で述べた方法により、RUN1（吹付けアスベスト）、RUN2（石綿スレート＋汚泥）の 2 条件からともに良好な溶融スラグが得られた。以下では、溶融スラグの基礎物性と X 線回折法による結晶構造の変化、SEM による形態の観察、ならびに TEM 法による分析を行った結果を示す。さらに、排ガスや排水中のアスベストに対して実施した TEM 法による結果もまとめて記す。

#### ① 基礎物性と結晶構造の変化

RUN1（吹付けアスベスト）、RUN2（石綿スレート＋汚泥）の溶融スラグの無機成分組成を表 5.9 に示す。どちらのスラグも主成分は SiO<sub>2</sub>、CaO、Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> であり、投入した試料や添加物の

成分とほぼ同様であった。

次に、X線回折分析による結晶構造の変化を考える。RUN1（吹付けアスベスト）の溶融スラグのスペクトルを図 5.9 に示すが、溶融前に顕著であったクリソタイル特有の  $2\theta = 12^\circ, 24^\circ$  付近のピークは完全に消えていることがわかる。検索結果からはフォルステライト  $\text{Mg}_2\text{SiO}_4$  とディオプサイド  $\text{CaMg}(\text{SiO}_3)_2$  のピークが認められた。これらはクリソタイルの分解反応後生成物、あるいは固着剤との反応生成物として推測できるとしたものであり、溶融処理による結晶構造の変化が認められた。

また、RUN2（石綿スレート+汚泥）の溶融スラグのスペクトルは図 5.10 に示すとおりである。溶融前に確認されたセメント由来の  $\text{CaCO}_3$  やクリソタイルのピークは、全て消失していた。全体的に大きなピークがなくなり、スラグの検索結果、予想される化合物としてとくに同定できたものはゲーレンナイト  $\text{Ca}_2\text{Al}_2\text{SiO}_7$  であった。これより汚泥との混合スラグであることを考慮しても、RUN2（石綿スレート+汚泥）のスラグは、溶融前の試料から結晶構造の変化によって、クリソタイルとは異なる物質になったものと推察された。

表 5.9 ラボプラント実験における溶融スラグの無機成分組成

	RUN1（吹付け アスベスト）	RUN2（石綿 スレート+汚泥）
$\text{SiO}_2$	47.0	30.6
$\text{Al}_2\text{O}_3$	13.2	31.6
$\text{Fe}_2\text{O}_3$	0.9	3.2
$\text{CaO}$	26.4	24.8
$\text{MgO}$	10.1	4.5
$\text{TiO}_2$	0.4	0.5
$\text{P}_2\text{O}_5$	0	2.0
$\text{MnO}$	0	0
$\text{V}_2\text{O}_5$	0	0
$\text{Na}_2\text{O}$	0.4	0
$\text{K}_2\text{O}$	0.7	0.3
$\text{Cr}_2\text{O}_3$	0	0

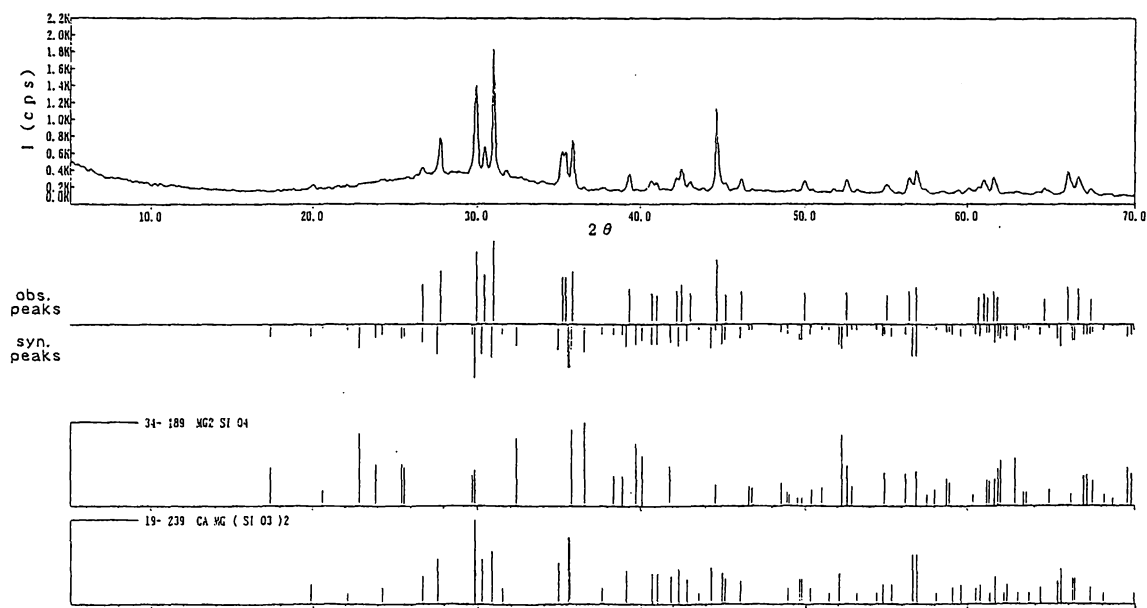


図 5.9 ラボプラント実験における溶融スラグの X 線回折スペクトル  
＜RUN1（吹付けアスベスト）＞

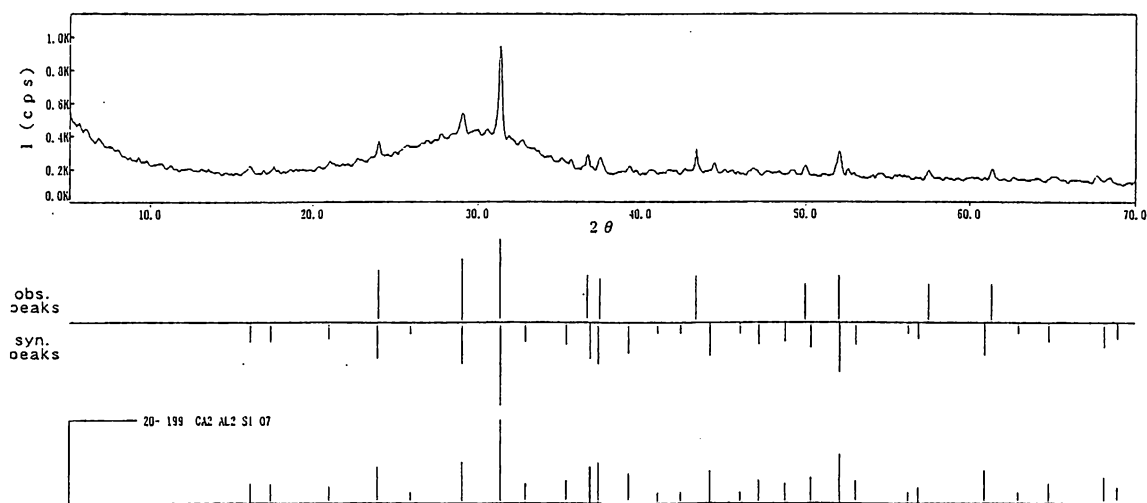


図 5.10 ラボプラント実験における熔融スラグの X 線回折スペクトル  
 <RUN2 (石綿スレート+汚泥)>

## ② SEM によるスラグ表面形状の観察

つづいて、アスベストの物理的形態変化を観察するために、スラグの表面と破断面について SEM によって繊維状形態の確認を行い、吹付けアスベストの繊維状形態との比較を行った。図 5.11(1)は RUN1 (吹付けアスベスト) の SEM 写真であるが、固着剤と思われる粒子とともにクリソタイルの繊維束が観察される。この中には幅  $1\mu\text{m}$  前後のクリソタイルが多く存在するが、これは数本から数 10 本のクリソタイルが束になったものである。一方、図 5.11(2)に RUN1 (吹付けアスベスト) の例を示すように、スラグ破断面などからは、RUN1 (吹付けアスベスト)、RUN2 (石綿スレート+汚泥) とともに繊維状形態は確認されなかった。

## ③ TEM 法による熔融スラグの分析

さらに、より安全側のデータを得るために、TEM 法を用いて熔融スラグに存在するアスベスト濃度を求めた。熔融スラグのような硬質の試料に対して TEM 法を行う場合、予め振動ミルのような粉碎器を用いて粉碎して水中に分散させる必要があった。粉碎に伴うアスベスト分析上の問題点として繊維の本数が増加することが考えられるため、繊維数濃度のみでなく質量濃度もあわせて求めた。

表 5.10 に示すように、吹付けアスベスト及び石綿スレートにおけるアスベスト繊維数濃度はいずれも  $10^4\text{MFG}$  を超えるレベルであるが、熔融スラグにおいては RUN1 (吹付けアスベスト)、RUN2 (石綿スレート+汚泥) でそれぞれ  $5.6\text{MFG}$ 、 $34\text{MFG}$  にまで低下している。これより河川底質などにおける濃度と比較しても特に高いレベルにはないことがわかる。さらに、質量濃度によっても、熔融前のアスベスト含有率数 10% に対して熔融スラグは  $0.1\text{ppm}$  のオーダーとなり、 $1/10^6$  と非常に高い処理効率を得られている。



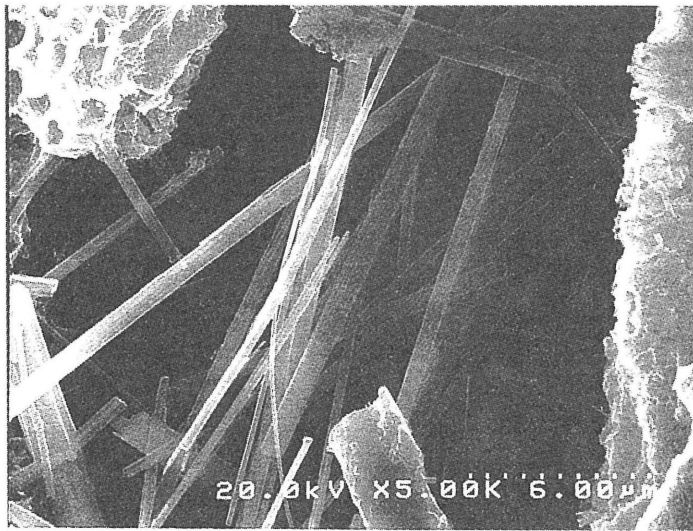


図 5.11(1) ラボプラント実験におけるアスベスト廃棄物の SEM 写真  
 <RUN1（吹付けアスベスト）>

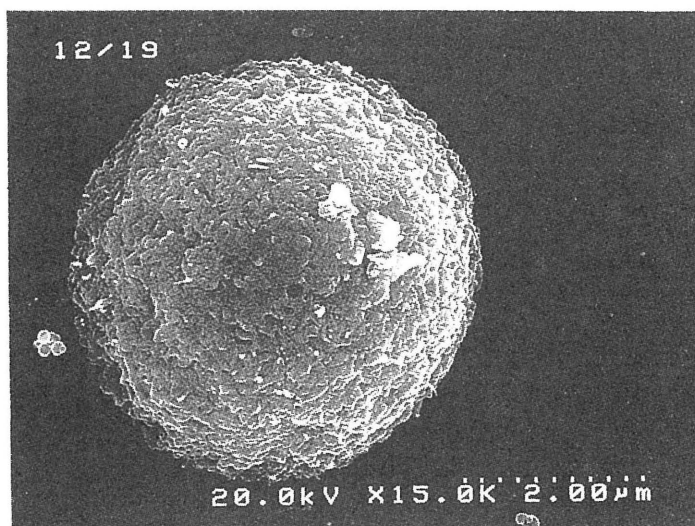


図 5.11(2) ラボプラント実験における溶融スラグ破断面の SEM 写真  
 <RUN1（吹付けアスベスト）>

#### ④ 排ガスの分析

スクラバーの入口と出口のダクト内で、理論生成ガス量からダクト内流速を計算し、ばいじん測定用ノズルによってメンブランフィルタに等速吸引を行い、試料を作製した。ただし、ダクト内流速が不安定なこと、多量の水分やダストが飛散していることなどから、メンブランフィルタが破れたり、しみが生じるなどサンプリングは非常に困難であった。吸引流量も多量のダストのために 15～100L と少なかったために、定量下限値が大きくなった。

湿式スクラバーの入口と出口における排ガス中のアスベスト濃度を表5.11に示す。TEM分析結果は入口で1,300～2,600f/L、出口で130～1,100f/Lであり、出口でやや低下しているものの、一般環境中濃度よりおよそ1オーダー高い値を得ている。今回のラボプラントでは排ガス処理系は湿式スクラバーのみの設置であり、HEPAフィルタを含むより高度な集じん設備の使用や、排ガス循環システムなど、十分な排ガス処理対策の必要性が示された。

表 5.10 ラボプラント実験におけるアスベスト廃棄物及び  
溶融スラグの TEM 法によるアスベスト濃度

試料	繊維数濃度 [MFG] <sup>*1</sup>	質量濃度 [μg/g]
廃棄物		
RUN1（吹付けアスベスト）	>10 <sup>4</sup>	(1.5×10 <sup>5</sup> ) <sup>*2</sup>
RUN2（石綿スレート+汚泥）	>10 <sup>4</sup>	(2~4×10 <sup>5</sup> ) <sup>*3</sup>
溶融スラグ		
RUN1（吹付けアスベスト）	34	0.21
RUN2（石綿スレート+汚泥）	5.6	0.03
備考		
California, 河川底質 <sup>19)</sup>	39~230	0.27~2.2
California, 未舗装土壌 <sup>19)</sup>	54~730	1.1~10
Los Angeles, 下水汚泥 <sup>20)</sup>	580~610	NR <sup>*4</sup>

\*1 MFG=million fibers per gram(dry), or 10<sup>6</sup>f/g  
\*2 JIS A5403 の定めたクリソタイルの標準割合から換算  
\*3 X 線回折法による含有率  
\*4 NR=Not Reported  
ブランクは 3.6MFG、定量下限は 2.8MFG

表5.11 ラボプラント実験における排ガスのTEM法によるアスベスト濃度  
（上段：スクラバー入口，下段：スクラバー出口）

試料	アスベスト濃度 [f/L]	D.L. <sup>*1</sup> [f/L]
RUN1（吹付けアスベスト）	2,600 1,100	530 260
RUN2（石綿スレート+汚泥）	1,300 130	130 130
備考		
幹線道路沿線 <sup>21)</sup>	<4~370	4
住宅地域 <sup>21)</sup>	<4~110	4
福岡県商業地域 <sup>22)</sup>	ND~23	NR <sup>*2</sup>

\*1 D.L.=Detection Limit  
\*2 NR=Not Reported

⑤ 排水の分析

アスベスト分析用の排水は 2L サンプリングした。ただし、排水中のダスト量が多く TEM 像観察の際に妨害されるため、各試料のサンプル量を 5~10mL と少なくしたことから定量下限値は 2.4~4.8MFL と大きな値になった。

スクラバー排水中のアスベスト濃度は表5.12に示すように、RUN1（吹付けアスベスト）、RUN2（石綿スレート+汚泥）でそれぞれ460MFL、190MFLとブランク31MFLに比して高い濃度であり、投入物由来のアスベストの混入が考えられた。これは表5.12の備考に示した天然水として高濃度の報告例と比較できるレベルであり、排水ろ過装置などの排水処理対策が必要であろう。

表5.12 ラボプラント実験における排水のTEM法によるアスベスト濃度

試料	濃度*1 [MFL]
コントロール（スクラバー原水）	31
RUN1（吹付けアスベスト）	460
RUN2（石綿スレート+汚泥）	190
備考	
米国, 上水道の8.6% <sup>23)</sup>	>10
California, 河川・貯水池 <sup>24)</sup>	14~260,000
米国, 飲料水 <sup>25)</sup>	1.1~170
Quebec, 雨水 <sup>26)</sup>	1.9~24
California, 河川 <sup>27)</sup>	53~1,100,000

\*1 MFL=million fibers per litter, or 10<sup>6</sup>f/L  
 プランクは0.71MFL（清浄な水中のアスベスト濃度）  
 Detection Limit=2.4MFL

### 5-3-3 電気抵抗炉による実証プラント実験

#### (1) 試料及び実験方法

つづいて、実証試験規模で電気抵抗炉を用いた熔融処理実験を行った。アスベスト廃棄物としては、アスベスト含有ケイ酸カルシウム保温材を選び、実験は3回行った。

実験を行った熔融処理フローと分析箇所を図 5.12 に示す。アスベスト廃棄物は発生現場においてポリエチレン袋で二重に梱包したものを袋ごとコンベアで破砕機に投入し同機で破砕後、焼却炉で水分及び可燃分を焼却して、熔融炉へ投入する。熔融スラグは水冷の水砕スラグを得た。

焼却炉はロータリーキルン式の焼却能力 97kg/h であり、熔融炉は水冷ジャケット式電気抵抗炉で熔融能力 80kg/h である。焼却炉及び熔融炉の運転方法は、圧縮空気系、冷却水系、通風系を運転後、焼却炉を 200℃/h で昇温し、炉出口排ガス温度は 600℃で制御する。焼却炉内対流時間は 30 分である。これより試料を投入開始し、熔融炉内の電極間に置いたガラス等の低融点物質をバーナで加熱し通電開始する。次に熔融部に廃棄物を供給しつつ投入電力を上昇させ溶湯を拡大させる。投入電力が 125kW になり溶湯が拡大した段階で炉底プラグを外し、熔融物を出湯させる。熔融炉の運転は数日間継続させた。

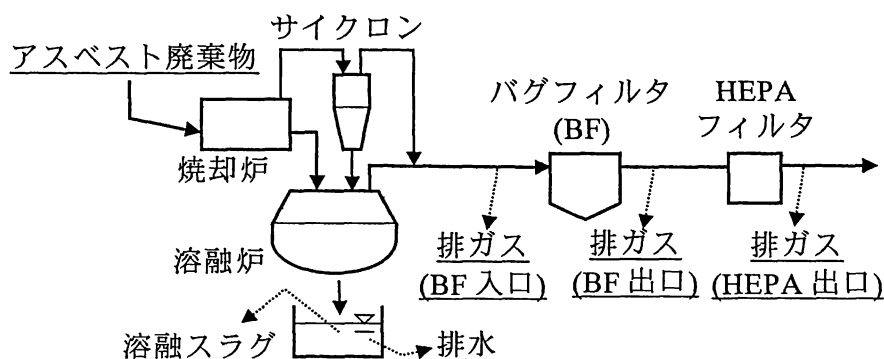


図 5.12 実証プラント実験のフローと分析対象  
 （下線は分析対象）

## (2) 分析方法

得られた溶融スラグに対しては、組成分析とともに産業廃棄物に含まれる金属等の検定方法（環境庁告示第 13 号）に基づく溶出試験を行った。さらに、ラボプラント実験と同様に溶融処理方法の安全性評価のために、溶融スラグにおけるアスベスト変質（無害化）の確認、及び排ガス・排水を通じての実験系外へのアスベストの排出状況の確認を試みた。

なお、ここでは溶融スラグのみならずアスベスト廃棄物に対する TEM 分析も実施した。これらの分析のために事前に試料を粉碎したが、アスベスト廃棄物の粉碎方法はメノウと振動ミルによる 2 つの方法を用いた。前者は原料の適量をメノウ乳鉢に入れ、手で軽く粉碎を行った。後者は、原料を 105℃で 1 時間乾燥させた後、内径 20cm 程度のタングステン製容器に約 15g を入れ、1 分間粉碎を行ったものである。溶融スラグはメノウによる粉碎が困難であったため、振動ミルによる方法のみを用いた。

## (3) 溶融スラグの分析結果

アスベスト廃棄物の基礎物性は表 5.13 に示すとおりであり、無機成分は Si や Ca の化合物で 80%近くを占めていた。同時に、廃棄物中に含まれているアスベストを X 線回折法（標準添加法）により求めた結果、クロシドライトが同定され、含有率は RUN1, RUN2, RUN3 でそれぞれ 12.4%, 11.3%, 5.7%であった。

また、溶融スラグに対し溶出試験を実施した結果を表 5.14 に示す。重金属の溶出量はいずれも定量下限以下であるとともに、溶出液に対し TEM 法を用いた結果でもアスベストも検出されなかった。アスベストの溶出試験は国内はもとより米国においても定められた試験方法ではないが、溶出液からのアスベスト非検出は溶融スラグからのアスベスト飛散可能ポテンシャルを最大限に否定したものであるといえ、溶融スラグの無害化をさらに裏付ける資料である。

アスベスト廃棄物及び溶融スラグの X 線回折スペクトルを図 5.13 に示す。溶融前のアスベスト廃棄物に見受けられたクロシドライト及びケイ酸カルシウム特有のピークは溶融スラグからは消滅しており、水冷のために非晶質の溶融スラグが得られた。また、走査型電子顕微鏡による観察像からもラボプラント実験同様に、アスベスト廃棄物に見られていた幅 30~40nm 前後の繊維状物質が消失し、溶融スラグからは繊維状形態は見られなかった。

そこで、溶融スラグに対して振動ミルによる粉碎を行うとともに、試料に対しては振動ミルとメノウによる粉碎を行い、粉碎方法による濃度の比較も検討した。結果を表 5.15 に示す。アスベスト廃棄物のアスベスト濃度すなわち含有率はメノウによる粉碎の時 0.202%、振動ミルによる粉碎の場合 0.113%であり、X 線回折法による濃度 5.7%よりも少なく検出された。これは、TEM 法による質量濃度の場合、観察像の中でスラグ成分の陰に隠れて見えないアスベストが多数存在すること、ならびに分散させた水からろ過を行う際に十分均一に混合されていなかったことが考えられる。なお、後者の影響を防ぐために分散の際のスターラー使用も試みたが、クロシドライトの持つ鉄分により攪拌子に付着したためか、かえって小さい濃度の TEM グリッドが得られる結果となった。また、振動ミルとメノウによる粉碎方法の相違に関して、振動ミルによる粉碎は繊維を分断及び変質させた可能性も考えられるが、表 5.15 からは、ここで実施した 1 分間程度の振動ミル粉碎であればその影響は大きくないものと考えられた。

よって、溶融スラグを振動ミルにより粉碎した試料中のアスベスト質量濃度を評価する。表 5.15 に示したとおり、溶融スラグに存在するアスベストの質量濃度は検出下限（0.235ng/g）以下であった。検出下限から計算された処理効率は  $1/10^8$  以下（除去効率は 99.999999%以上）と、非常に高い値が得られた。

表 5.13 アスベスト廃棄物の基礎物性分析結果

		RUN1	RUN2	RUN3
含水率[%]		15.6	11.6	35.7
発熱量[cal/g]		<50	290	1260
見かけ比重[-]		0.219	0.206	0.338
強熱減量[%]		10.5	14.8	8.6
無機成分 [%]	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	9.4	5.2	10.2
	CaO	32.4	36.0	0.4
	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	7.2	3.5	1.5
	MgO	0.9	0.8	0.2
	MnO	<0.1	<0.1	<0.1
	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	<0.1	<0.1	<0.1
	K <sub>2</sub> O	0.2	0.4	3.5
	SiO <sub>2</sub>	45.7	51.3	76.3
	Na <sub>2</sub> O	0.4	0.4	7.0
	TiO <sub>2</sub>	0.1	0.3	<0.1
	V <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	<0.1	<0.1	<0.1
有機成分 [%]	C	3.2	5.7	11.5
	H	0.9	1.3	2.1
	N	0.02	0.03	<0.01
	S	0.19	1.32	0.01
	Cl	0.02	0.02	0.01
	O	13.24	13.87	1.1

表 5.14 実証プラント実験における溶融スラグに対する溶出試験結果

	単位	溶出濃度
アルキル水銀化合物	mg/L	<0.0005
水銀又はその化合物	mg/L	<0.0005
カドミウム又はその化合物	mg/L	<0.005
鉛又はその化合物	mg/L	<0.02
有機リン化合物	mg/L	<0.01
六価クロム化合物	mg/L	<0.02
ヒ素又はその化合物	mg/L	<0.005
シアン化合物	mg/L	<0.01
P C B	mg/L	<0.0005
銅	mg/L	<0.01
亜鉛	mg/L	0.016
トリクロロエチレン	mg/L	<0.003
テトラクロロエチレン	mg/L	<0.001
セレン及びその化合物	mg/L	<0.001
アスベスト	f/L	ND

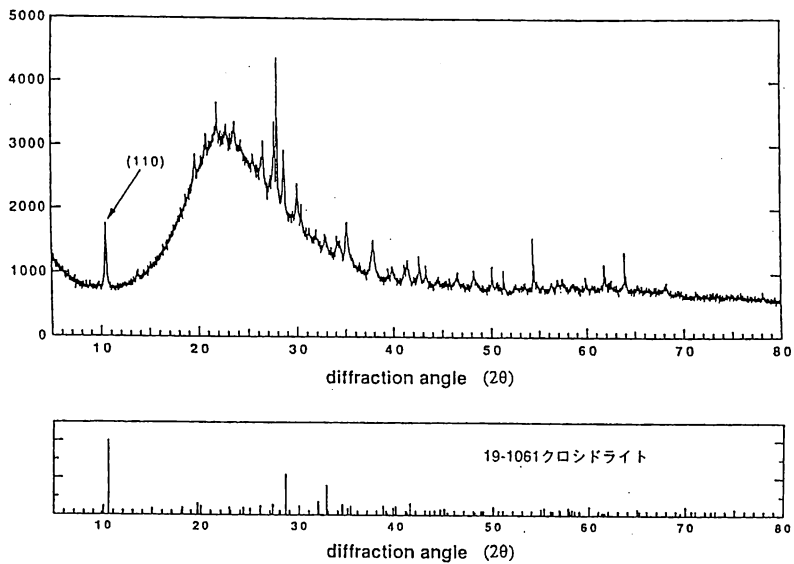


図 5.13(1) 実証プラント実験における試料のX線回折スペクトル

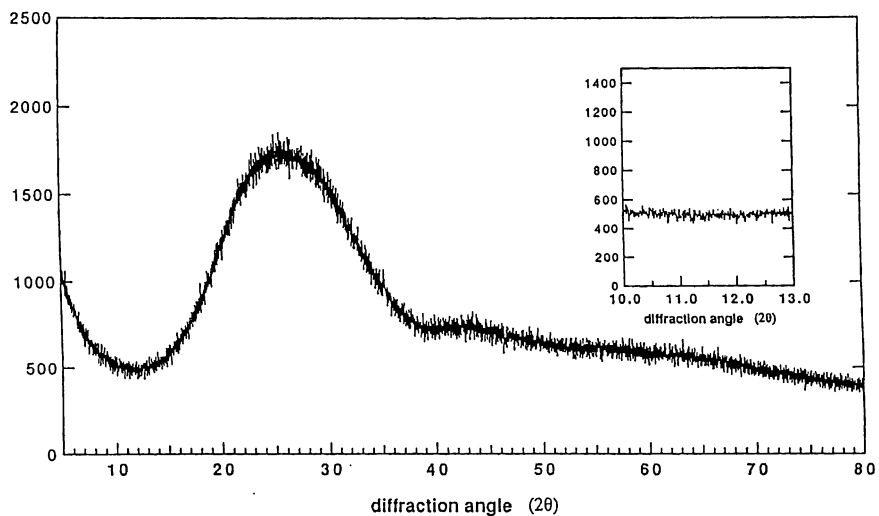


図 5.13(2) 実証プラント実験における溶融スラグのX線回折スペクトル

表 5.15 実証プラント実験におけるアスベスト廃棄物と溶融スラグのアスベスト濃度（質量濃度）

試料	アスベスト濃度 X線回折法	アスベスト濃度 TEM法	備考
アスベスト廃棄物	5.7% —	0.202% 0.113%	メノウによる粉碎 振動ミルによる粉碎
溶融スラグ	ND	ND	振動ミルによる粉碎
備考			
California, 河川底質 <sup>19)</sup>	—	0.27～2.2 $\mu$ g/g	
California, 未舗装土壌 <sup>19)</sup>	—	1.1～10 $\mu$ g/g	

(4) 排ガス・排水の環境モニタリング

次に、排ガスに含まれていたアスベスト濃度分析結果を表 5.16 に示す。HEPA フィルタ通過後の排ガス中アスベスト濃度は 9.31f/L であり、TEM 法による一般環境大気中濃度と比較すると低い値であった。表に併記した PCM 法による濃度はバグフィルタ入口で平均 1,900f/L(526～3364f/L)、同出口で平均 1.34f/L(<0.1～4f/L)、HEPA フィルタ出口で 1.35f/L(<0.1～4f/L)となっており、バグフィルタでのアスベスト除去効果と HEPA フィルタ出口での最終的な低濃度アスベストが確認された。

さらに、排水に含まれていたアスベスト濃度の TEM 分析結果は表 5.17 に示すように、全ての長さのもので 0.14MFL、長さ 10μm 以上のもので ND であった。これは米国の飲料水基準である 7MFL（長さ 10μm 以上のアスベスト）や一般環境濃度と比較して、非常に低濃度のものといえる。(3)で述べた溶出試験は水冷で得た熔融スラグに対するものであったが、スラグを受ける容器内の水中アスベストは問題ないレベルであると考えられた。

前述のラボプラント実験では排ガス及びスクラパー排水の処理の必要性が示されていたが、実証プラント実験では集じん設備を伴った排ガス、ならびに水冷スラグを受ける容器の排水に対する分析の結果は良好であり、アスベスト廃棄物熔融処理システムについて安全性が確認された。

表 5.16 実証プラント実験における排ガスのアスベスト濃度

サンプリング地点	アスベスト濃度 TEM法 [f/L]	アスベスト濃度 PCM法 [f/L]
バグフィルタ入口	—	1,900 (526～3,364)
バグフィルタ出口	—	1.34 (<0.1～4)
HEPAフィルタ出口	9.31	1.35 (<0.1～4)
備考 特定粉じん発生施設敷地境界基準 幹線道路・高速道路沿線 住宅・商工業・農業地域 福岡県商業地域 <sup>22)</sup>	— <4～370（幹線道路沿線） <sup>21)</sup> <4～110（住宅地域） <sup>21)</sup> ND <sup>2)</sup> ～23	10 0.09～13.47 <sup>28)</sup> ND～1.76 <sup>28)</sup> —

表 5.17 実証プラント実験における排水の TEM 法によるアスベスト濃度

サンプリング地点	アスベスト濃度 [MFL]
排水（全ての長さ）	0.14
排水（長さ 10μm 以上）	ND
備考 米国、飲料水基準（長さ10μm以上） 米国、上水道の8.6% <sup>23)</sup> California, 河川・貯水池 <sup>24)</sup> 米国、飲料水 <sup>25)</sup> Quebec, 雨水 <sup>26)</sup> California, 河川 <sup>27)</sup>	7 >10 14～260,000 1.1～170 1.9～24 53～1,100,000

5-3-4 熔融処理システムの課題

アスベスト廃棄物熔融処理実験の結果、ラボプラント及び実証プラントのいずれにおいても良好な熔融スラグが得られた。スラグの分析ではX線回折から結晶構造の変化、SEM分析から非繊維形態化、TEM分析から非常に高い処理効率がそれぞれ示されるなど、アスベスト廃棄物熔融処理についてその安全性が確認された。以下に、熔融処理システムを構築するための課題

について検討する。

## (1) 溶融処理方法

廃石綿等の処分または再生の方法としては、厚生省告示第 194 号によって「溶融設備を用いて十分に溶融する方法」のみが定められている。また、廃石綿等処理マニュアルでは溶融施設の構造及び維持管理に関する詳細が示されている。この中で炉温については、クリソタイルの融点である 1,500℃以上を保つことや、添加剤の投入などによりこれより低い温度で溶融する場合の根拠や新たな溶融温度下限値を設定することが求められている。

本研究では、実証プラント実験では 1,550℃以上としたが、ラボプラントでは試料の無機成分組成などから 1,400℃以上とした。いずれにせよ高温での十分な溶融を要するため、未溶融部分をなるべく残さない十分な滞留時間の確保などが肝要である。

また、ラボプラントでは結晶構造を持つスラグが、実証プラントでは非晶質のスラグがそれぞれ得られた。これは野口ら<sup>29)</sup>や常深<sup>30)</sup>の示すように、スラグの生成に冷却速度が関係していることから、冷却方法を空冷としたラボプラントでは結晶化の進んだスラグが得られ、水冷とした実証プラントでは非晶質のスラグが得られたものと考えられる。下水汚泥などの場合には、溶融スラグの再生利用を行うために冷却速度の調整によって結晶化を行い強度を確保することが行われている。これに対して、アスベストは同様の再生利用を検討する場合であっても、安全性の確保を最優先とすべきことは言うまでもない。

## (2) 溶融スラグの評価と分析上の課題

アスベストによる健康影響については、その繊維状形態に由来するという議論<sup>31,32,33)</sup>が支配的であるが、最近では化学形態も関与しているとの知見<sup>34)</sup>も出されており、現在まで十分な結論が得られていない。しかしながら、溶融までは至らないものの、Bolton ら<sup>35)</sup>によるラットへの腹膜投与実験では、繊維状形態の破壊のために 850℃に加熱したクリソタイルは発がん性が低下していたと報告されている。本実験の結果示された結晶構造及び繊維状形態の消失は、アスベストの無害化を強く示唆するものであり、TEM 法によっても非常に高い処理効率が得られた。また、溶融スラグの非飛散性という性質もあわせて考慮すれば、アスベスト廃棄物の溶融処理に関する安全性は確認されたと考えられる。

なお、溶融スラグの評価方法のあり方に関しては、いくつかの議論がありえよう。廃石綿等処理マニュアルでは溶融処理後の生成物に対してアスベストでないことを確認するよう求められているが、その具体的方法までは定められていない。米国で 1989 年に定められた NESHAP では変質によるアスベスト処理を行った場合、TEM 法を用いた非アスベスト化の確認が求められている<sup>36)</sup>。TEM 分析、とりわけ試料の前処理に関して具体的な方法は明らかでないが、アスベスト廃棄物処理の生成物評価にあたって最も高度な分析による安全側に立った評価が求められていることが分かる。

このような状況で溶融スラグのような硬質の試料に対して TEM 分析を行うために、本研究では振動ミルを用いて溶融スラグを粉砕し、水中に分散させた試料を用いた。粉砕過程による繊維数増加の可能性を考慮して質量濃度を用い、粉砕時間も最小限度とした。しかし、物理的破壊及び発熱による前処理段階でのアスベスト濃度変動については必ずしも明らかでないため、より望ましい前処理方法についてはさらに検討が必要であろう。

ここで、前処理による溶融スラグの質量濃度（アスベスト含有率）の変動を避けるためには、実証プラントで実施した溶出試験が一つの指標となる可能性もある。すなわち、溶融スラグからアスベストが飛散しないことのみを有害性の判断基準とする考え方であり、飛散性を表現する試験方法が確立していない現状において、溶出液に対する TEM 分析によって最大飛散可能量の代替とするものである。試料を一定の大きさ以下（例えば、環境庁告示第 13 号と同等の 5mm 以下）にするなどの条件を伴えば、検討の余地があるものと考えられる。



### (3) 排ガス・排水処理対策

処理プラント設計上の課題としては、十分な排ガス・排水処理対策の必要性が示された。すなわち、排ガス処理方式として湿式スクラバーしか有していなかったラボプラントにおいては、スクラバー出口排ガスから一般環境より1～2桁高い濃度のアスベストが検出された上に、スクラバー排水からも一般環境としては高い濃度のアスベストが検出された。一方で、バグフィルタとHEPAフィルタの併用による高度な排ガス処理設備を有した実証プラントにおける実験では、系外へ排出されるアスベスト濃度は極めて低く抑えることができた。実証プラントでは水冷スラグを得たが、この排水中のアスベスト濃度も米国飲料水基準より低くすることができた。

### (4) エネルギー消費を含めた熔融処理の評価

以上で議論したように熔融スラグと排ガス・排水の分析結果からアスベスト廃棄物熔融処理システムの安全性が確認された。しかしながら、熔融処理には多大なエネルギー消費を要するため、場合によってはこの点の配慮も必要となろう。このようにアスベスト廃棄物の有害性低減とエネルギー消費という、異なる環境問題間のトレードオフを取り扱う課題については、第6章で検討する。

### (5) 熔融処理システム稼動に向けた基盤整備

アスベスト廃棄物の熔融処理システム稼動に向けては、廃棄物処理量が必ずしも安定かつ集中的に確保されないことや、施設建設に対して多額のコストを要することなどが課題として挙げられる。酒井ら<sup>37)</sup>はアスベスト廃棄物熔融システム構想として、産業廃棄物混合処理型システムなどを提案しているが、これらの課題を考えた場合には有力な方法となりえよう。なかでも下水汚泥などの熔融処理システムに対しては、アスベスト廃棄物はとりわけセメント分を多く含む場合に塩基度調整剤としての役割が期待される。

このとき、(1)から(3)に述べた課題の克服は言うまでもなく、熔融処理コストの試算とその負担方法について、社会的な合意形成がなされるための努力は肝要と考えられる。

## 5-4 その他の処理方法

既述のように、現在「廃石綿等の中間処理」として厚生大臣が定めている方法は熔融のみである<sup>1)</sup>。したがって、熔融を行わない場合は、廃石綿等は特別管理廃棄物として最終処分しなければならない。熔融以外に酸処理なども研究されているが、その有効性については今後もデータの蓄積が必要な段階と考えられる。なお、特別管理廃棄物としての性格を失わせることはできないものの、排出現場における固型化は飛散防止対策として有効な方法である。

### 5-4-1 酸処理

クリソタイルは他のアスベストと比べて酸に対しては反応性が高く、酸処理の可能性が指摘されている。Heasman ら<sup>38)</sup>は硝酸／クロム酸混合廃酸等を用いてクリソタイルを常温で24時間反応させ、繊維状形態の変化を報告している。国内でも坂本ら<sup>39)</sup>が、硫酸処理によってクリソタイルから非晶質シリカを得る研究を行っている。

### 5-4-2 固型化

固型化に関する研究事例は乏しく、その条件や有効性についてはあまり明らかとはなっていない。小林<sup>40)</sup>は吹付けアスベスト除去物に対して、十分な飛散防止効果を確保するためのコンクリートを用いた固型化の条件を検討している。その結果、一軸圧縮強度10kg/cm<sup>2</sup>以上の固型化物を得るためには配合比が最も重要であり、除去物：セメント：水の配合比は1：2：3（通

常期) が最も良好であることや、20 分程度の十分な混練時間、ならびに寒冷地では 7 日以上  
の養生期間が必要であることを示した。また、風洞実験の結果、クロシドライトやアモサイトの  
固型化物からの飛散が比較的多かったことや、固型化物の乾燥や破断によって飛散するものの、  
未処理の除去物に比べれば小さいことなども示している。

これらの配合比や混練時間を含む固型化の条件について、廃石綿等処理マニュアルでは定性  
的な記述のみとなっている。筆者の経験からも実際のアスベスト廃棄物の特徴は多様である。  
上記の固型化条件を参考にしながら、十分な飛散防止効果が得られるよう排出現場では十分留  
意する必要がある。

## 5-5 まとめ

本章では、アスベスト廃棄物の発生および性状について考察した後、ラボプラント及び実証  
プラントなどを用いた熔融処理実験を中心として、アスベスト廃棄物の処理対策について述べ  
た。本章の内容をまとめると、以下のようになる。

アスベスト廃棄物は窯業・土石製品の製造業や建築物の解体現場から発生する。飛散性の高  
いアスベスト廃棄物である廃石綿等としては、年間数千 t から 1 万 t 近く発生している。最も  
典型的なものは吹付けアスベストの除去工事に伴って発生する廃棄物であって、飛散防止剤と  
して Hg などの有害な重金属を有する場合があります、注意が必要である。

熔融処理を行うために状態図や X 線回折法を用いてアスベストの熔融特性を調べ、クリソタ  
イルが 1,500℃ でフォーステライトに変化したことなどを示した。また、ラボプラントや実証  
プラントを用いて熔融処理実験を行った結果、良好な熔融スラグが得られ、結晶構造の変化、  
非繊維形態化、高い処理効率によってアスベスト廃棄物処理システムの安全性が確認された。  
熔融スラグの非飛散性の性質はさらに熔融処理の有効性を増す根拠と考えられる。なお、排ガ  
スや排水の処理対策が必要とされたが、集じん設備を用いるなどの対策によって、系外へのア  
スベストの排出を十分に抑えることができた。

最後に、その他の処理方法として、酸処理と固型化についてもレビューを行った結果を簡単  
に示した。

## 第 5 章 参考文献

- 1) 厚生省水道環境部産業廃棄物対策室監修：特別管理廃棄物シリーズⅡ 廃石綿等処理マニ  
ュアル，化学工業日報社 (1993)
- 2) 厚生省生活衛生局水道環境部：最終処分場におけるアスベストの挙動に関する研究報告書  
(1990)
- 3) 吉野 昇：建物解体等に伴うアスベスト飛散防止への取組み，PPM, Vol.20, No.3, pp.74～86  
(1989)
- 4) 環境庁大気保全局企画課監修：石綿・ゼオライトのすべて，日本環境衛生センター (1987)
- 5) '88 技術資料スレート，スレート協会 (1988)
- 6) 大阪府：大阪府環境白書，平成 7 年版 (1995)～平成 11 年版 (1999)
- 7) 千葉県：千葉県環境白書，平成 7 年版 (1995)～平成 10 年版 (1999)
- 8) 吉野 昇：東京都におけるアスベスト対策について，PPM, Vol.20, No.7, pp.77～81 (1989)
- 9) 廣田勝彦：アスベスト使用建築物の改修・解体工事に係る指導について－横浜市の事例－，  
公害と対策，Vol.24, No.10, pp.75～79 (1988)
- 10) Federal Register, Vol.51, No.114, pp.21648～21692 (1986)
- 11) Osborn,E.F., DeVries,R.C., Gee,K.H. and Kraner,H.M.: Trans. AIME, Vol.200, pp.38～39 (1954)  
(Phase diagrams for ceramists, The American Ceramic Society, Inc.より)

- 12) Schairer, J.F., Yoder, H.S.Jr. and Keene, A.G.: Carnegie Inst. Washington, Yearbook, Vol.53, p126 (1954) (Phase diagrams for ceramists, The American Ceramic Society, Inc.より)
- 13) Osborn, E.F. and Muan, A.: Phase equilibrium diagrams of oxide systems, Plate 8, Ceramic Foundation (1960) (Phase diagrams for ceramists, The American Ceramic Society, Inc.より)
- 14) Khorami, J., Choquette, D. and Kimmerle, F.M.: Interpretation of EGA and DTG analysis of chrysotile asbestos, *Thermochimica Acta.*, Vol.76, pp.87~96 (1984)
- 15) U.S.EPA: Interim method for determination of asbestos in bulk insulation samples, US-EPA-600/M4-82-020 (1982)
- 16) Chatfield, E.J.: Fiber definition in occupational and environmental asbestos measurement, Definitions for Asbestos and Other Health-Related Silicates, ASTM 834, Benjamin Levadie, (Ed.) American Society for Testing and Materials, Philadelphia, pp.118~138 (1984)
- 17) Schreier, H.: Asbestos in the natural environment, Elsevier B.V., p19 (1989)
- 18) Takeda, N., Hiraoka, M., Sakai, S., Kitai, K. and Tsunemi, T.: Sewage sludge melting process by coke-bed furnace: System development and application, *Water Science and Technology*, Vol.21, pp.925~935 (1989)
- 19) Pitt, R.: Asbestos as an urban area pollutant, *J. WPCF*, Vol.60, No.11, pp.1993~2001 (1988)
- 20) Bishop, K., Ring, S.J., Zoltai, T., Manos, C.G., Ahrens, V.D. and Lisk, D.J.: Identification of asbestos and glass fibers in municipal sewage sludges, *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, Vol.34, pp.301~308 (1985)
- 21) アスベスト発生源対策検討会, 環境庁大気保全局大気規制課監修: アスベスト排出抑制マニュアル増補版, ぎょうせい (1988)
- 22) 高尾真一, 田上四郎, 櫻井利彦: 分析電子顕微鏡による環境中のアスベストに関する研究 (第一報) - 商業地域について -, *大気汚染学会誌*, Vol.24, No.3, pp.214~228 (1989)
- 23) Millette, J.R., Clark, P.J., Stober, J., and Rosenthal, M.: Asbestos in Water Supplies of the United States, *Environ. Health Perspectives*, Vol.53, pp.45~48 (1983)
- 24) Hayward, S.B.: Field monitoring of chrysotile asbestos in California waters, *J. American Water Works Association*, Vol.76, No.3, pp.66~73 (1984)
- 25) Cunningham, H.M. and Pontefract, R.: Asbestos fibers in beverages and drinking water, *Nature*, Vol.232, pp.332~333 (1971)
- 26) Bacon, D.W., Coomes, O.T., Marsan, A.A. and Rowlands, N.: Assessing potential sources of asbestos fibers in water supplies of S.E.Quebec, *Water Res. Bull.*, Vol.22, pp.29~38 (1986)
- 27) Schreier, H.: Asbestos fibers introduce trace metals into streamwater and sediments, *Environ. Pollut.*, Vol.43, pp.229~242 (1987)
- 28) 環境庁大気保全局大気規制課: 平成 7 年度未規制大気汚染物質モニタリング調査結果, 官公庁公害専門資料, 第 32 巻, 第 2 号, pp.130~133 (1997)
- 29) 野口文男, 中村 崇, 植田安昭, 藤内博征: 下水汚泥の溶融スラグ化とその有効利用 - スラグ組成に及ぼす冷却速度の影響 -, *下水道協会誌*, Vol.24, No.281, pp.62~73 (1987)
- 30) 常深武志: コークスベッドを用いた下水汚泥の溶融処理に関する研究, 京都大学大学院工学研究科衛生工学専攻学位論文 pp.149~172 (1993)
- 31) Stanton, M.F., Layard, M., Tegerin, A., Miller, E. May, M., Morgan, E. and Smith, A.: Relation of particle dimension to carcinogenicity in amphibole asbestos and other fibrous minerals, *J. Natl. Cancer Inst.*, Vol.67, pp.965~975 (1981)
- 32) Pott, F.: Some aspects on the dosimetry of the carcinogenic potency of asbestos and other fibrous dust, *Staub-Reinhalt. Luft* 38, pp.486~490 (1978)
- 33) Pott, F.: Animal experiments on biological effects of mineral fibers, *IARC Sci. Publ.* No.30, Lyon, pp.261~272 (1980)
- 34) 福田一男, 神山宣彦: 若干の繊維状鉱物のラット腹腔内投与による発癌性, *産衛誌*, 37 巻,

pS527 (1995)

- 35) Bolton,R.E., Davis,J.M.G., Donaldson,K. and Wright,A.: Variations in the carcinogenicity of mineral fibers, Am. Occup. Hyg., Vol.26, pp.569～582 (1982)
- 36) U.S.EPA: 40 CFR 61 (1990)
- 37) 酒井伸一, 高月 紘, 平岡正勝: アスベスト廃棄物の溶融処理に関する基礎的研究, 環境技術, Vol.18, No.7, pp.1～9 (1989)
- 38) Heasman,L. and Baldwin,G.: The destruction of chrysotile asbestos using waste acids, Waste Management & Research, Vol.4, pp.215～223 (1986)
- 39) 坂本 宏, 綱島 群, 菊川伸行, 小菅勝典, 竹森 信, 菅澤正巳, 田森行男, 大井明彦, 吉山秀典: アスベスト廃棄物の無公害化処理・利用技術に関する研究, 平成 3 年度環境保全成果集 (II), 環境庁企画調整局環境研究技術課編, pp.53-1～16 (1992)
- 40) 小林純子: アスベスト廃棄物の飛散性と中間処理について, 清掃技法, 第 15 号, pp.62～79 (1990)

## 第6章 アスベスト対策や使用に係る総合的な影響評価

### 6-1 はじめに

第4章で述べた吹付けアスベスト除去対策や第5章で述べた廃棄物対策は、どちらもアスベストの有する有害性を考慮して進められてきたものであることは相違ない。しかしながら、国内外における急性毒性中心から慢性毒性中心への関心の変化や、多角的な環境の側面を考慮する必要性などを背景として、環境汚染防止対策の実施においても、定量的な根拠を伴ってその必要性を論じられる機会が今後は増すものと考えられる。すなわち、例えば「対策コストの大きさを考慮しても有効か」と「汚染防止のための対策実施は、他の環境問題を引き起こさないか（トレードオフを考慮しても有効か）」などの疑問が挙げられる。本章では、吹付けアスベストの除去対策や廃棄物対策、あるいは使用自体に関する以下の4つの課題を取り上げ、リスクマネジメント（リスクアセスメントを含む）やライフサイクルアセスメント（Life Cycle Assessment; LCA）の手法を利用しながら環境への影響の総合的な評価を試み、対策のあり方などを議論した。

まず、吹付けアスベストの除去工事は行うべきか、行くとすればいつすべきか（即時か建物解体時でよいか）、という課題である。これに対しては、6-3 で健康リスクと対策コストを試算した上で、コスト対リスクの分析を行って検討した。

次に、複数の現場における吹付けアスベスト除去対策について、どのようにして優先順位付けを行えば良いか、という課題である。これについては、6-4 で米国や京都大学において実施したリスクインデックスの事例を紹介した。

第三に、対策実施に伴うエネルギー消費など他の環境問題に対する負の影響を考慮しても、アスベスト廃棄物の熔融処理は行うべきか、という課題である。著者らは複数の環境問題とのトレードオフを考慮することができる手法として、比較リスク評価手法の国内適用を目指し、環境問題のリストの作成と重要度を得た。6-5 ではその結果を適用することによって、トレードオフへの対処の考え方を示した。

最後に、ライフサイクルでの健康リスクと環境上のベネフィットを考慮した上で、吹付けアスベストのような製品を使用する価値があるか否かを如何にして評価するか、という課題である。6-6 ではベネフィットとして断熱効果による省エネルギーを考え、第三の課題と同様に比較リスク評価の結果を適用して検討した。

以上の4つの課題に先立ち、6-2 では、本章で多く使用する LCA 手法のレビューや、簡易型暴露評価モデル及び比較リスク評価手法を開発・適用した試みを紹介した。

### 6-2 ライフサイクルアセスメント（LCA）及び関連する評価手法

本章ではリスクマネジメントや LCA の考え方を利用する。とりわけ、本章で検討する多く課題で必要な健康リスクの試算に関しては、既存の LCA でも解決困難とされているパルス-フラックス問題に対処するために開発した簡易型暴露評価モデルを用いた。また、後半に検討する2つの課題で必要な、複数の環境問題間のトレードオフに対処するために、著者らのグループで比較リスク評価手法の国内での適用を試みた。よって、まず本節ではこれらの手法について述べる。

#### 6-2-1 ライフサイクルアセスメント（LCA）

近年の環境問題への関心の高まりにつれて、製品に対してはライフサイクルの全ての段階における環境影響を評価することや、多面的な環境の側面を捉えることが求められている。LCA 手法は本来、

その要求を満たすべきものであり、主な構成要素であるインベントリー分析とインパクトアセスメントは図 6.1 に示すようになっている。しかしながら、現状の LCA 手法は、ライフサイクルの設定、評価すべき環境負荷／環境問題の選択、及び評価方法のそれぞれについて必ずしも十分なものにはなっていない。

まず、ライフサイクルの設定については、製品の廃棄段階まで十分に含めた検討例は数少ない。とりわけ、有害廃棄物の適正な処理処分まで行った場合に、処理に必要な資源・エネルギーを考慮すると、対象となる製品使用による環境負荷が大きく変化する場合もある。廃棄物処理処分に伴う環境負荷が顕在化している昨今において、製品の廃棄段階まで含めたライフサイクルの設定は必要不可欠である。

また、評価すべき環境負荷項目の選択としては、CO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>、SO<sub>2</sub>の排出など特定の物質に片寄る傾向があった。一方、発がん性などを有する有害物質は、そもそも排出データが利用可能でないことが多く、評価のための方法論が未確立のためもあって、LCA の実施例はほとんど試みられていない。ところが近年になって、有害物質規制は国内のみを見ても厳しさを増しており、例えば 1996 年の大気汚染防止法改正に伴う有害大気汚染物質規制の開始（アスベストを含むタルクが優先取り組み物質に含まれている）や、1997 年に OECD より勧告された環境汚染物質排出・移動登録制度が導入され始めている。これらの規制や制度が今後普及することを考えると、有害物質の排出データベースは将来充実されるものと考えることができる。LCA においても、それらのデータを活用した評価は積極的に検討されるべきである。

さらに、上述したように、現状の LCA 手法では有害物質の評価方法が未確立である。LCA は本質的に、ライフサイクルにおける排出や資源消費といった環境負荷を合算する手法であるため、地球環境問題に関する環境負荷項目の評価には適している。しかしながら、有害物質の排出による健康リスクに対しては、時間軸の問題（後述するパルス-フラックス問題）や空間軸の問題（異なる地域で生じる環境負荷を如何にして評価するかという問題）が議論されており、評価の方法論が未確立である。最近になって、LCA の中で健康リスクを評価する方法がいくつか提案されている<sup>1,2,3)</sup>が、これらはまだパルス-フラックス問題を十分に解決していないと言える。

本章では、アスベストという有害物質に対して、処理処分段階を中心に上げ、健康リスクとエネルギー消費を試算する。この際、LCA において有害物質を取り上げる際に課題となるパルス-フラックス問題を解決するための考え方を本節で検討する。

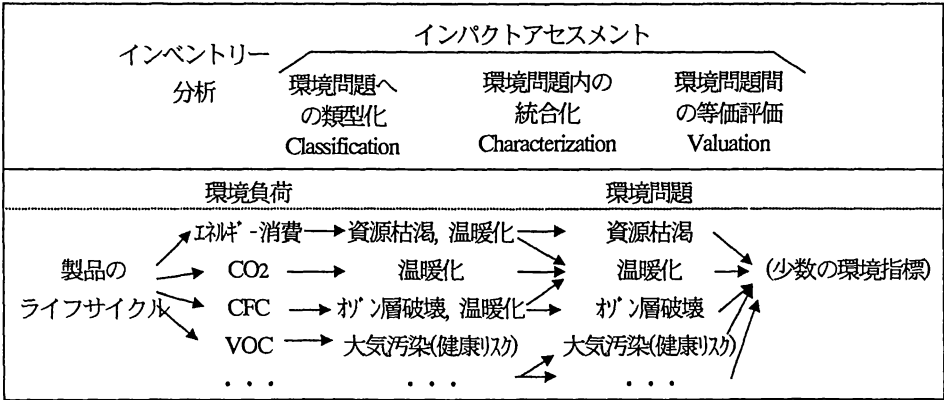


図 6.1 LCA におけるインベントリー分析とインパクトアセスメント  
(環境負荷や環境問題は例示であり、現在のところ必ずしも統一されたものはない)

6-2-2 簡易型暴露評価モデルの開発ーパルス-フラックス問題の対処方法

(1) パルス-フラックス問題

LCAにおいてアスベストのような有害物質とそれによる健康リスクを取り上げる場合、時間軸と空間軸の問題が議論される。前者（時間軸）はパルス-フラックス問題またはフラックス-パルス問題といわれ、ある種の環境モデルを用いて健康リスクを求める場合に発生する問題である。後者（空間軸）は、既存の LCA では排出された物質が地球全体に対して平均的に影響を及ぼすという考え方<sup>4)</sup>であり、粒子状物質、NO<sub>x</sub>、SO<sub>2</sub> やオゾンのような汚染物質に対しては現実性を失っているという批判<sup>5)</sup>もある。本研究では前者の問題を検討対象としているが、排出源近傍の暴露人口に焦点を当てることによって、後者の問題についても対応しようというものである。

LCA の中でインベントリー分析によって表示される結果は通常、排出量（パルス）という物理量である。一方、リスクアセスメントの分野の環境モデルで必要とされる入力情報は、時間あたりの排出量（フラックス）であり、フラックスから濃度や暴露量を通じて健康リスクが求められる。したがって、インベントリー分析によって求められたパルスから、環境モデルを用いて健康リスクを求めるためには、図 6.2 に示すようにパルスをフラックスに換算する必要がある<sup>1,2)</sup>とされている。しかしながら、排出量をフラックスに変換する際に必要な排出時間を設定することは容易ではない。パルス-フラックス問題とは、この排出時間の設定ができないために排出量から健康リスクを計算できないという問題であり、現在のところ LCA 研究において健康リスクを導入することを困難にしている一つの大きな課題となっている。

Guinée ら<sup>2)</sup>はこのパルス-フラックス問題に対して、細かく分けて 8 つの方法、大別して(1)時間軸を無視する、(2)インベントリー分析の段階で時間軸を導入してフラックスを求める、(3)規準物質を用いた比較や動的なマルチメディアモデルを用いる、という 3 つの方法を紹介している。これらの選択はいずれも物質間の相対的な結果に影響しないとしつつも、地球温暖化における CO<sub>2</sub> やオゾン層破壊におけるフロン 11 のように、有害物質排出についても規準物質を導入し、対象とする物質の、規準物質に対する排出量の比を考えることを提案している。なお、規準物質には 1,4-ジクロロベンゼンを取り上げ、人間に対して大気経由、陸生生態系に対しては工業土壌経由、水生生態系に対して水経由のリスク比を、USES<sup>6)</sup> (Uniform system for the evaluation of substances、現在は European Union System for the Evaluation of Substance; EUSES<sup>7)</sup> に更新)を用いて算定することを提案している。

Guinée らの手法は、複数の有害物質による健康リスクを単一数値に統合化する手法としては優れて

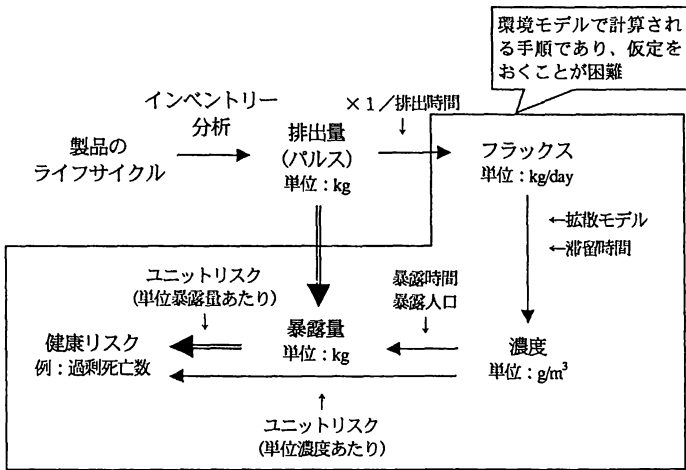


図 6.2 パルス-フラックス問題

注：二重線の矢印（ $\longleftrightarrow$ ）は本研究で考える手順を示す。  
kg, kg/day, g/m<sup>3</sup> という単位は、アスベストの場合、それぞれ f, f/day, f/L になる。

いるといえる。ただし、健康リスクの絶対値ではなく規準物質に対するリスクの比を求める手法であるために、求めた健康リスクを、それ以外の環境問題に与える影響との間で等価評価することは容易でないと考えられる。健康リスクと他の環境問題との間の等価評価を容易にするためにも、LCAにおいてより優れた健康リスクの評価手法を開発することが必要と考えている。

## (2) 簡易型暴露評価モデルの開発

ここでは、パルス-フラックス問題を解決する方法として簡易型暴露評価モデルの開発を行ったので、この考え方を述べる。このモデルは、本章で計算が必要な健康リスクの試算に対して、各暴露主体における暴露濃度が不明な場合や、暴露濃度に地域差が生じる場合に有効と考えられるものである。

図 6.2 に示したように、多くの環境モデルではフラックスを入力情報とするが、その値はモデルの中で各媒体中の濃度に換算され、各媒体から人への暴露量が求められる。発がん性を示す物質については、閾値がないとされるものが多く、量反応関係は低暴露領域では一般に線形のモデルが用いられる。アスベストによる肺がんや中皮腫のリスクについても、量反応関係が線形であることが一般に認められている<sup>8,9)</sup>。このとき、量とは、媒体中濃度と摂取媒体量の積、すなわち物質の暴露量で表現される。

建物解体段階（本研究では非除去解体シナリオのみが関係する）においては、解体現場近傍のアスベスト濃度の報告値<sup>10,11)</sup>がいくつか散見されるものの、周辺の距離に応じた濃度分布は不明である。また、処理処分段階においても、処理処分の対象となる吹付けアスベスト量と、それに関連するアスベスト濃度との関係が、発生源からの距離とともに判明している知見は見られない。このように対象とする吹付けアスベストに由来する環境中のアスベスト濃度が十分に判明していない場合は、健康リスクの試算を行うことは極めて困難である。

よって、建物解体段階や処理処分段階では、本研究では簡易な暴露評価モデル<sup>12,13)</sup>を用いて健康リスクを求める。すなわち、存在する吹付けアスベストのうちのどれだけが飛散して暴露に至ったかを計算し、計算された総暴露量による健康リスクを求めるものである。図 6.3 に示すこの概念は、アスベストが飛散する現場における飛散係数の他に、飛散したアスベストのうちどの程度の割合が移流・拡散して人々の吸気に達するかを表す係数を乗じるものである。後者の係数は、いわば暴露係数とも呼べる概念であり、気象条件などの他に周辺の人口密度に大きく依存する。すなわち、飛散量が同じ場合でも、都市部での建築物解体現場のように周辺に人口が多く存在する場合は総暴露量が大きく、廃棄物処分場のように周辺の人口が少ない都市圏外の場合は総暴露量が小さくなる。総暴露量の大小に応じて、集団の健康リスクは変動する。このような暴露係数が求まれば、排出量をフラックスに変換する必要がなくなり、パルス-フラックス問題は解決される。

なお、本研究では、集団による暴露の総量（個人の暴露量×人口）を総暴露量と称して、単なる個人による暴露量とは区別して用いる。

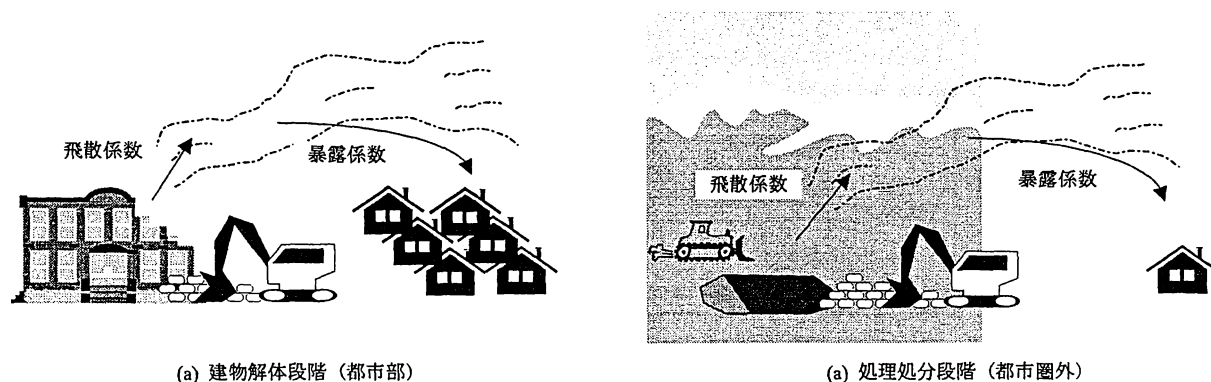


図 6.3 飛散係数と暴露係数の概念



### (3) 飛散係数

対象となるアスベストについて、そのうちのどれだけの割合が飛散したかを表す飛散係数の情報は極めて限られている。まず、使用段階におけるアスベストの飛散係数は判明していない<sup>14)</sup>が、本研究の場合は使用段階、除去段階のリスクは飛散係数を使用せずに濃度から算定する。

建物解体段階の飛散係数もほとんど明らかではないが、非除去解体シナリオの飛散係数に関しては、阪神・淡路大震災における著者ら<sup>15)</sup>の検討が参考となる。4-4-3 で述べたように、被災地の一般環境大気におけるアスベスト濃度上昇に関して、拡散モデルを用いた濃度上昇の試算値  $x$  と環境庁のモニタリング結果による実測値  $y$  を比較した結果、飛散係数を 0.01% とした場合に試算値は実測値のオーダーをほぼ説明できることがわかった。ただし、回帰式が  $y = 2.47x$  と試算値がやや小さかったことを考慮して、ここでは非除去解体シナリオにおける建物解体段階の飛散係数を 0.02% と仮定する。

処理処分段階の飛散係数については、埋立処分や跡地管理の過程で、袋の破損や処分場の再掘削のような不適切な管理があればアスベストの飛散及び健康リスクの増加を生じうる。しかしながら、それらの過程で発生する健康リスクには不確定な要素が多く、算定は事実上不可能である。そこで、次のような米国 EPA の飛散係数を応用して、梱包・埋立による健康リスクを試算する。

EPA<sup>16)</sup>は1990年のアスベスト有害大気汚染物質排出基準(National Emission Standard for Hazardous Air Pollutants; NESHAP)の改定に先立ち、アスベストの発生量から当時の規制遵守状況に応じた飛散量の推定を行っている。この中で、解体廃棄物処分作業からの飛散量を推定するのに以下の式を用いている<sup>17,18)</sup>。

飛散量[kg/年]

$$= \text{年間平均アスベスト廃棄物処分量}[\text{m}^3/\text{年}] \times \text{不適正処分割合}[-] \times \text{比重}[\text{kg}/\text{m}^3] \times \text{飛散係数}[-]$$

飛散係数は既に表 4.19 に示したように、(1)仮置き場やトラックへの運搬、(2)処分場での投棄、(3)地ならし及び圧密、(4)風食（一年目）、(5)風食（二年目以降）のそれぞれに対して設定されており、合計すると  $2.1 \times 10^{-4} \text{kg/kg}$  となる。これより本研究では、非除去解体シナリオにおける処理処分段階の飛散係数を 0.02% ( $2.0 \times 10^{-4} \text{kg/kg}$ ) と仮定する。

### (4) 暴露係数（日本の平均値）

本研究では、大気拡散モデルを用いて暴露量／排出量を表す換算係数の試算を試み、この換算係数を用いる方法を提案した。化学物質の前提条件としては、毒性の閾値がないこと、影響の量反応関係は線形であること、及び媒体中で反応しないものとする。暴露ルートについては、地域性に比較的依存しない媒体として大気経由のみによる人間の健康リスクを考えるが、アスベスト飛散の影響は大気経由のみを考慮すればほぼ十分とみられる。

大気拡散モデルの仮定は以下のようなものである。なお、ここでの考え方はフラックスを用いずに健康リスクを試算することであるが、前述の換算係数を求めるプロセスにおいて便宜的にフラックスを必要として、これを用いた。その上で、発生源から飛散した大気汚染物質がある暴露地点に到達した場合の濃度を、プルームモデル<sup>19)</sup>を用いて求める。アスベストは難分解性の物質であり、大気拡散の過程で保存されると考えられる。また、地表への沈着や再飛散などの影響は考えられるが、ここでは簡単のために無視する。発生源は地表高さの点源であり、風速は全国の年平均に近い 3m/s と仮定する。風向は 16 方位に分割するが、図 6.4 のように常時一方位に風が吹いていたとして、その方位内の濃度及び暴露量のみを計算することで、全方位へ拡散した場合の濃度及び暴露量を代替する。汚染物質への暴露は日本と同面積の円形領域内で生じ、また、領域内では日本と同人口の 1.25 億人が一様に分布していると仮定し、それらの人口が地表面で汚染物質を暴露すると考える。なお、拡散と暴露のパラメータは表 6.1 に示すとおりであり、大気安定度は日本で最も良く現われる中立である。

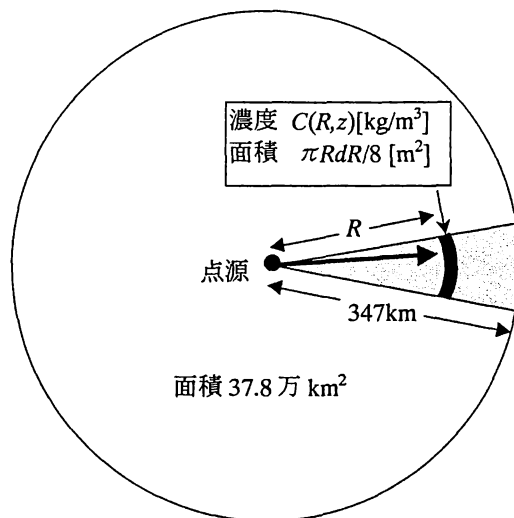


図 6.4 プルームモデルの仮定

表 6.1 拡散及び暴露に関するパラメータ

	名称	数値または式	単位	備考
$a$	人口密度	$3.31 \times 10^{-4}$	人/m <sup>2</sup>	
$b$	呼吸量	$1.74 \times 10^{-4}$	m <sup>3</sup> /(人・s)	$15 \text{ m}^3/(\text{人} \cdot \text{day}) \times 1 \text{ day}/(24 \cdot 60 \cdot 60 \text{ s})$
$He$	発生源の有効高さ	0	m	
$R_{max}$	点源からの最大距離	347	km	
$U$	風速	3	m/s	
$z$	暴露地点の高さ	0	m	
$\sigma_z$	鉛直方向の拡散幅	$0.1046R^{0.826}$ $0.400R^{0.632}$ $0.811R^{0.555}$	m m m	$R < 1,000$ $1,000 < R < 10,000$ $R > 10,000$

図 6.4 の中心にある点源における排出強度すなわちフラックスを  $Q$  [kg/s] とすると、プルームモデルによって暴露地点の濃度は次のようになる。

$$C(R, z) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \frac{Q}{\frac{\pi}{8} R \sigma_z U} \left[ \exp \left\{ -\frac{(z - He)^2}{2\sigma_z^2} \right\} + \exp \left\{ -\frac{(z + He)^2}{2\sigma_z^2} \right\} \right]$$

$C(R, z)$  : 暴露地点の濃度[kg/m<sup>3</sup>]

$R$  : 点源から暴露地点までの距離[m]

$z$  : 暴露地点の高さ[m]

ここで  $z = He = 0$  とすると

$$C(R, z) = \frac{16}{\sqrt{2\pi}} \frac{1}{\pi U R \sigma_z} Q$$

人口密度を  $a$  [人/m<sup>2</sup>]、人の呼吸量を  $b$  [m<sup>3</sup>/(人・s)] とすると、単位面積及び単位時間あたりの呼吸量は  $ab$  [m<sup>3</sup>/(m<sup>2</sup>・s)] であるから、単位面積及び時間あたりの暴露地点での汚染物質の暴露量は

$$\begin{aligned} & \text{単位面積及び単位時間あたりの暴露地点での暴露量 [kg/(m}^2 \cdot \text{s)]} \\ &= \text{単位面積及び単位時間あたりの呼吸量 [m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{s)]} \times \text{濃度 [kg/m}^3] \\ &= ab \times C(R, z) \end{aligned}$$

$$= ab \times \frac{16}{\sqrt{2\pi} \pi U} \frac{1}{R \sigma_z} Q$$

となる。したがって、風下方向での全人口による総暴露量[kg/s]は

$$\begin{aligned} \text{総暴露量[kg/s]} &= \int_0^{R_{\max}} \left( ab \times \frac{16}{\sqrt{2\pi} \pi U} \frac{1}{R \sigma_z} Q \right) \frac{\pi R dR}{8} \\ &= \sqrt{\frac{2}{\pi}} \frac{ab}{U} \times \int_0^{R_{\max}} \frac{dR}{\sigma_z} \times Q \quad (1) \end{aligned}$$

となる。

ここで、表 6.1 に示したパラメータの数値を用いて計算すると、式(1)の第 1 項及び第 2 項は定数となり、次式のように書き換えられる。

$$\text{総暴露量[kg/s]} = \frac{1}{70,000} Q \quad (2)$$

ちなみに、 $R$  の関数として見た場合の総暴露量は図 6.5 のように推移し、排出源からおよそ 200km 程度で総暴露量はほぼ一定値に達している。より広域への拡散については別のモデルあるいはモデルの改良が必要であろうが、このモデルはほとんどの暴露や影響を試算するのには十分と考えられた。

$Q$  [kg/s]は単位時間あたりの排出量を示しているので、式(2)は単位時間あたりの総暴露量が、単位時間あたりの排出量の 70,000 分の 1 であることを示している。排出及び暴露が時間変動なく継続しているとすると、上式は排出量の 70,000 分の 1 が人への暴露に至ることを意味している。ただし、パラメータの不確実性を考慮すれば、この数値はおおよそ  $10^{-4} \sim 10^{-5}$  のオーダーの数値であると考えられる。また、この数値はあくまで大気経由のみを考慮した試算であり、排出源の位置、周囲の人口密度ならびに暴露面積などによって変化するものである。本研究で得た数値は人口分布を無視しているが、日本平均の暴露評価を簡易に行うデフォルトの数値として有用であろう。

このように大気拡散モデルを考えることによって、大気経由の暴露量／排出量を表す換算係数を求めることができた。また、方法論上は、マルチメディアモデルを用いれば、人に対する大気経由以外の暴露を示す換算係数を求めることも可能になるであろう。さらに、この係数と、本節のはじめに示した暴露量と健康リスクに関する関係を結び付ければ、排出量と健康リスクの関係は求められる。す

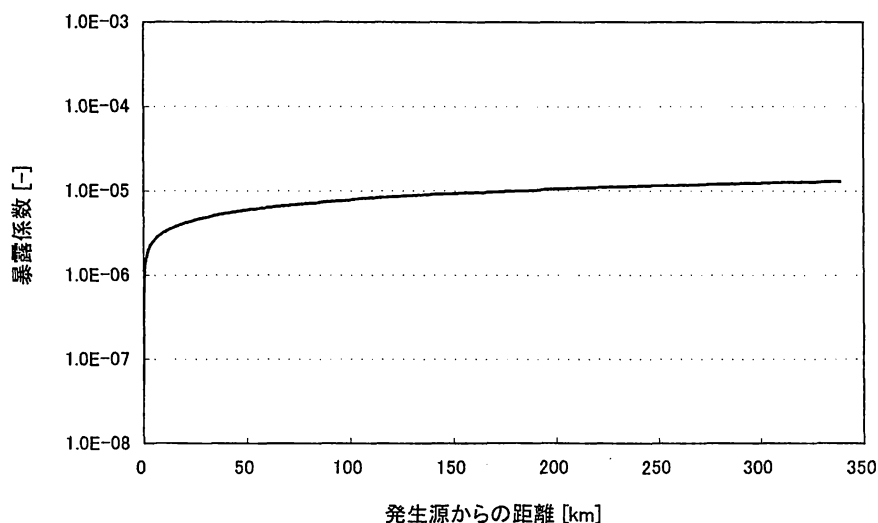


図6.5 排出源からの距離に応じた排出量あたりの総暴露量の変化

なわち、この手法の最大の特徴は、一度この換算係数を用意することによって、インベントリー分析で求められた排出量（パルス）が、図 6.2 に示したように、フラックスに変換することなく健康リスクと関係づけられることである。既存の LCA における健康リスク評価の非現実性を既に述べたが、本研究では簡便さと現実性を兼ね備えた健康リスクの評価手法の開発を試みたものである。

#### (5) 暴露係数（周辺の人口密度を考慮した数値）

日本の平均的な人口密度での一様な人口分布を仮定した場合の暴露係数については前述のとおりであるが、厳密には暴露係数は現場周辺の人口密度に大きく依存するため、それを加味した数値を求めるのが望ましい。例えば、建物解体段階ではその建築物が都市部にあることが多く、廃棄物処理処分場は都市部から離れた都市圏外に存在することが多い。

よって本研究では、建物解体段階の暴露係数については、阪神・淡路大震災の被災中心地である神戸市（市役所の位置）、及び京都大学を発生源の例として選択した。また、処理処分段階の暴露係数については、阪神・淡路大震災でアスベスト廃棄物が処分された報告のある三重県処分場と京都府処分場を発生源として選択した。これらの発生源周りの暴露係数を、(4)で記した式(1)において、 $a$  を国勢調査による 3 次メッシュ（1km メッシュ）の人口分布を用いることによって計算した。

計算の結果、建築物の解体が神戸市や京都大学のような都市部で行われた場合、図 6.6 に示されたように、暴露係数は発生源から 5km 未満程度の極めて早い段階で  $10^{-4}$  程度に達していた。その後は数値に変化は少なく、発生源から 100km 地点での暴露係数はそれぞれ  $1.1 \times 10^{-4}$ 、 $9.3 \times 10^{-5}$  となった。これより、建築物の解体が都市部で行われる場合の暴露係数はおよそ  $10^{-4}$  程度と考えられた。

一方、処理処分が京都府処分場や三重県処分場のような都市圏外で行われた場合は、発生源から 10km での暴露係数は  $10^{-6}$  程度であり、50km から 70km にかけて漸増を続けて 100km 地点でようやくのそれぞれ  $1.3 \times 10^{-5}$ 、 $7.7 \times 10^{-6}$  となった。これより、アスベスト廃棄物の処理処分が行われるような、都市圏外を発生源とする暴露係数はおよそ  $10^{-5}$  と考えられた。

このように、神戸市や京都大学のような都市部では暴露係数は大きく、処分場のような都市圏外では暴露係数は小さい値が得られた。この結果は、Moriguchi ら<sup>12)</sup>が東京都の自動車からの排出物と日本全国の発電所からの排出物を比較して、暴露係数は 10 倍以上異なるとした報告と一致している。この理由は、図 6.6 下にあるように、高濃度の範囲が発生源から 10km 未満の近傍に限られ、この範囲での人口密度が暴露係数に大きく寄与するためである。

なお、暴露係数を用いたこのような検討は、都市部における飛散防止対策の重要性を示しているが、必ずしも人口密度の低い地域などにおける対策の遅れを支持するものではない。暴露人口を考慮したこの種のデータについて、筆者はあくまで対策決定の判断材料の一つになるものと考えている。

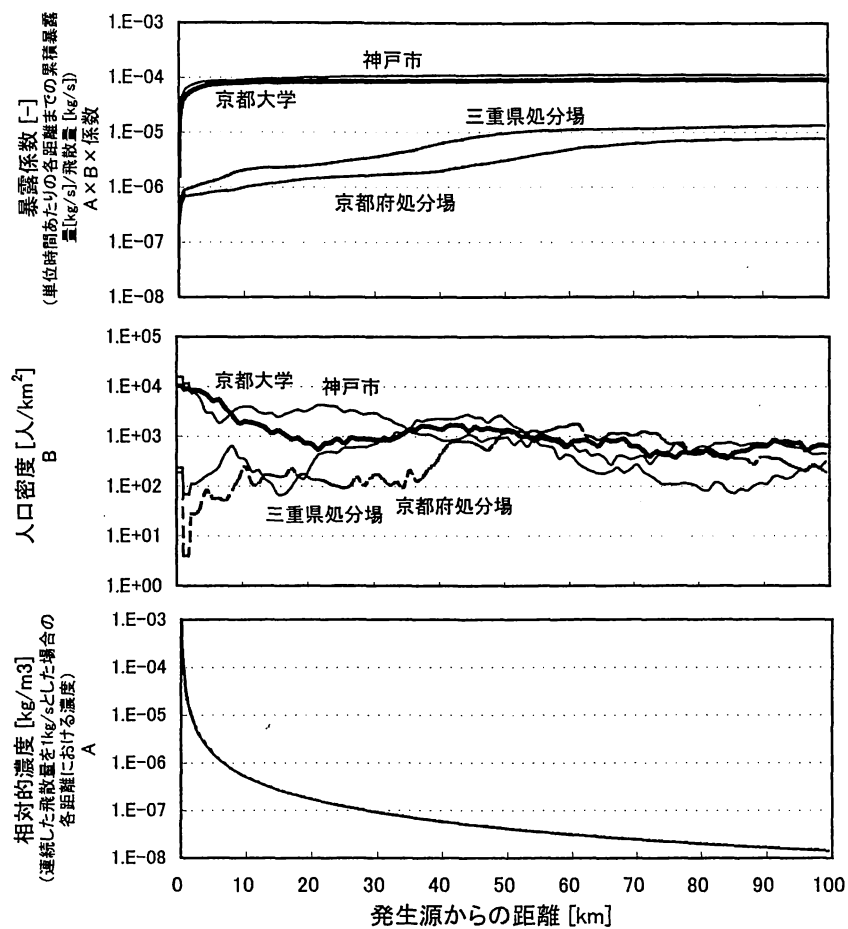


図 6.6 異なる発生源からの距離に応じた濃度、人口密度及び暴露係数

6-2-3 インパクトアセスメントと比較リスク評価

(1) 既存のインパクトアセスメント手法のレビュー<sup>20,21)</sup>

LCA において、環境問題を多面的に捉えたいという要求と合致するものがインパクトアセスメントである。インパクトアセスメントは図 6.1 で示したように、環境負荷の大きさを統合することで単一または少数の指標を得る手法である。インパクトアセスメント手法の主な特徴は、環境問題間のトレードオフを考慮した評価が可能であることと、それゆえに意思決定手法として政策評価などにも適用可能であることである。一方で、指標の高度な集約を行うにつれて主観が入る割合が増えるために共通の手法を構築することは困難であり、特に Valuation の実施についてしばしば批判<sup>22)</sup>がある。

このように単一数値化に関する課題はあるものの、LCA の利用者のニーズにこたえる形で、現在までに様々なインパクトアセスメント手法が海外を中心に提案されている。例えば、スウェーデンの EPS<sup>23)</sup>、スイスのエコスケアシティ法<sup>24)</sup>、オランダのエコインディケータ 95<sup>25)</sup>、永田によるアンケート法<sup>26)</sup>などがそれである。これらによる日本の環境問題全体に対する重要度（ただし、エコインディケータ 95 はヨーロッパを対象とした重要度）の寄与率を、図 6.7 に示すように比較した。この際、環境問題はなるべく表 6.2 の 15 種類にあわせて再編し、EPS、エコスケアシティ法では単位環境負荷量ごとの係数が示されているため、日本の年間環境負荷をもとに試算した結果を用いている。図からわかるように、各々のインパクトアセスメント手法で重要とされた環境問題は大きく異なっており、EPS では大量生産・消費・廃棄（原文では資源枯渇）、エコスケアシティ法では地域大気汚染、エコインディケータ 95 ではオゾン層破壊が、それぞれ最も大きな環境問題と判断されていた。また、永田のアンケート法では、重要とされた環境問題は他に比べて分散していた。

このように複数のインパクトアセスメント手法による評価結果の相違が生じた原因として、環境問題の選択方法、重みづけ係数設定に至る前提条件などがある<sup>20)</sup>。前者の 3 つの方法は Distance to Target 法と呼ばれる、各々の環境負荷や問題に対する目標と現状の比を用いた方法であるが、そのような場合は同一の環境負荷量を対象にした場合でも結果の差が大きくなりやすいことが考えられる。また、永田の方法を含む全ての方法において環境問題のリストが無前提に提示されており、環境問題間の重要度比較をより広範かつ合理的に行うためには、環境問題のリスト作成から行う必要があると考えられた。

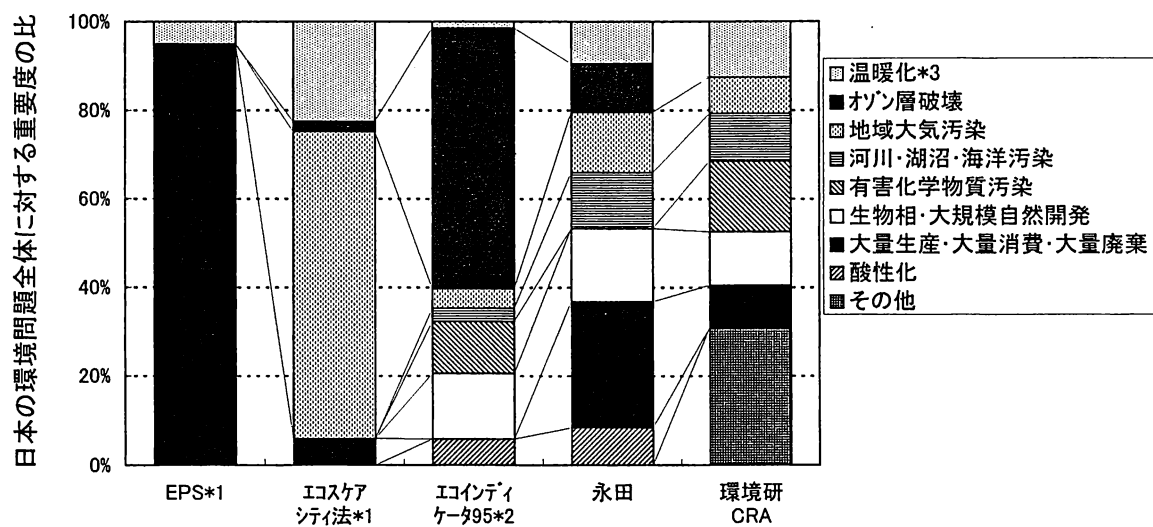


図 6.7 各種インパクトアセスメント手法に基づく日本の環境問題の重要度の比較

\*1 日本の年間環境負荷を前提とした試算  
\*2 ヨーロッパにおける重要度  
\*3 環境研CRAでは地球規模大気変動として、オゾン層破壊も含む

(2) 比較リスク評価手法（CRA）<sup>27)</sup>

筆者らは、総合評価としてのインパクトアセスメント手法開発に必要な環境問題を特定するために、環境問題専門家を集めた議論を行ってきた。その際に参考としたのが、連邦・地方・州・市などの環境部局に限られた予算や人材を有効に配分するためのツールとして米国 EPA が開発した比較リスク評価手法（Comparative Risk Assessment; CRA）である。CRA では対象地域の環境問題全体を網羅するリストの作成が行われるが、この手法の日本でのインパクトアセスメントへの応用を目指し、ワークショップ形式の比較リスク評価試行会議（以下、CRA 試行会議）を2回開催した。

まず、日本の代表的な環境問題を挙げることを目的として、1997年1月に25名の環境問題専門家を集めて CRA 試行会議を開催した。その結果、表6.2に示す15種類の環境問題が選択された。この選択方法は、データの有無によらず日本を代表する包括的な環境問題をリストアップしたトップダウン的なアプローチであり、インベントリー分析からのボトムアップ的な手法とは異なるものである。

この 15 種類の環境問題に関して、CRA 試行会議参加者による得点を（後述の第 2 回会議で）得た。図 6.7 では、これと前述の 4 種類のインパクトアセスメント手法との比較も行っている。筆者らの CRA では、有害化学物質汚染がやや大きい評価を得ていることや、他のインパクトアセスメント手法には含まれないその他の環境問題（暮らしに潜む汚染、迷惑施設の立地など）が全体の約 3 割を占めており、これらはトップダウン的に環境問題を整理したための特徴であるといえよう。

表 6.2 第 1 回 CRA 試行会議で選択された 15 種類の環境問題<sup>27)</sup>

地球規模大気変動
近隣諸国との間での環境問題
地域大気汚染
有害化学物質汚染
暮らしに潜む汚染
感覚公害
身近な環境の人工化
生物相のバランス
大規模自然開発
土地（土壌）の劣化
河川・湖沼の水質汚濁
海洋汚染
迷惑施設の立地（NIMBY 問題）
大量生産・大量消費・大量廃棄
放射線・電磁波

表 6.3 第 2 回 CRA 試行会議で選択された保護対象とその評価対象<sup>27)</sup>

保護対象	評価対象
人間の生存基盤・健康 (現在および近未来の日本において)	死亡（がん、疾病、餓死）、障害（身体、生殖）、疾病、栄養失調、アレルギー、ストレス、不快感
人間の生産・生活基盤 (現在および近未来の日本において)	資源損失（農業、林産、漁獲、エネルギー、土地、水、景観）、対策費用（回復、代替、補償）、資産価値
生物 (場としての生態系、個としての生物、人間の価値の対象（貴重さ、罪悪感など）も含む)	生息地、生物、生物種、生態系、生物相、貴重な生物・生態系
不安、不公平感などの精神的影響 (自然科学的の定量化になじまないもの)	不安（破滅的、予測不能、制御不能、不可視、未知）、不公平（受動的、他地域、将来世代）、心地よさ

第1回CRA試行会議では米国のCRAにならい、健康、生態系、生命・生活の質(Quality Of Life; QOL)の評価基準から各環境問題の評価を行ったが、評価基準を再考する必要性も議論された。1998年2月に25名の環境問題専門家を集めて実施された第2回CRA試行会議では、いわゆる保護対象(または、まもるべき環境、Safeguard Subject)として何が適切かという議論を行った。その結果、表6.3に示すような「生存基盤・健康」「生産・生活基盤」「生物」「精神的影響」の4つが選択された。環境問題と保護対象との関係は図6.8に例示したとおりであり、図中の矢印に相当する換算係数を収集することがインベントリー分析結果との結合に必要となる。

以上のようにして得られた環境問題と保護対象の組合せに対し、第2回会議参加者から得た得点(全体の合計を1とした)の平均値を図6.9に示す。これによると、有害化学物質汚染による健康への影響が、最も重要度の評価が高い組合せと判断された。

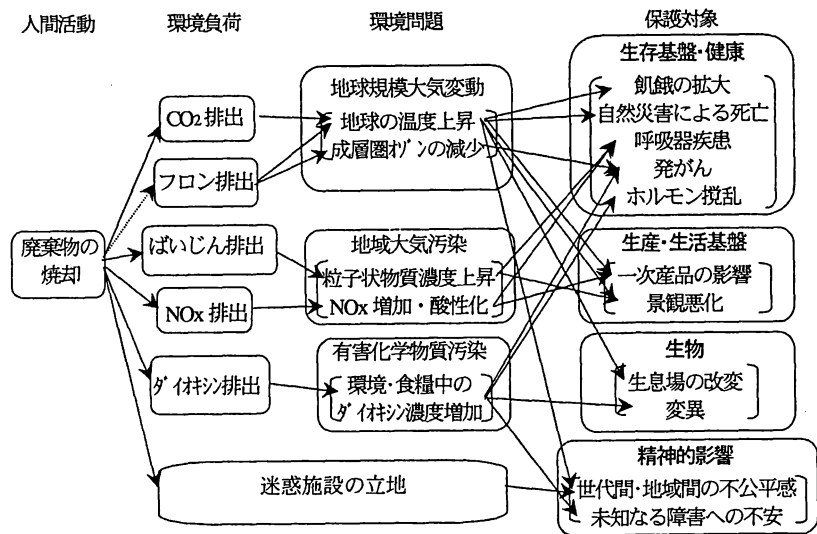


図 6.8 環境負荷・環境問題・保護対象の関係 (例示)

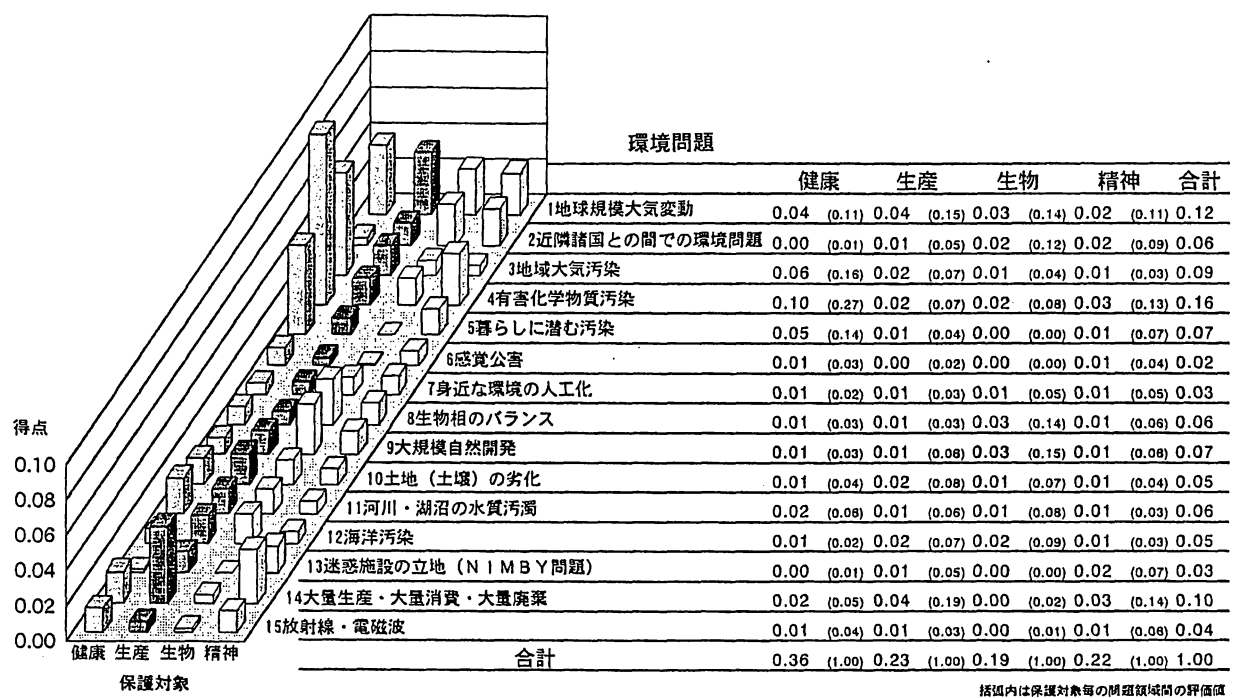


図 6.9 第2回CRA試行会議において環境問題専門家から得られた環境問題－保護対象の重要度<sup>27)</sup>  
注：全体のスコアの合計を1としている



### 6-3 吹付けアスベスト除去対策の評価

アスベストによるリスクの研究には多くの成果が報告され、リスク削減対策の必要性が強調されてきた。アスベストの非職業的暴露についても、1980年代後半の吹付けアスベストに対する社会的な関心の高まりとともに除去工事等の環境汚染防止対策がとられてきた<sup>28)</sup>。一方で、安易な除去工事に伴う二次汚染の危険性の指摘<sup>29)</sup>や、最も極端な批判としては吹付けアスベストのリスクに対し除去工事はコストがかかりすぎてリスク削減効果に見合わないといった指摘<sup>30)</sup>もあるなど、汚染防止対策の是非に関する議論<sup>31,32)</sup>も行われている。

本節では、吹付けアスベストの除去工事を行うべきか、行わずにすばいつすべきか（即時か建物解体時でよい）、という課題について、健康リスクと対策コストを試算した上で、コスト対リスクの分析を行って検討した。

#### 6-3-1 評価対象と方法

##### (1) 評価対象

吹付けアスベスト除去対策の評価としては、建築物の壁や天井に断熱、防音などのために使用された吹付けアスベストを評価対象とする。以下では、対策による制御の困難さと暴露対象の特定性を考慮した上で、表 6.4 に示す 3 つのケースについて分析を行う。

まず、対策による制御が困難なケースである難制御ケース A として、大学の講義室を選び、京都大学の実績を参考とした。暴露対象は、一般に特定がほぼ困難な学生や教職員などであり、これらの人々が接近可能な状態にある場合である。

もう一つの難制御ケース B としては、マンションの建物を選択し、阪神・淡路大震災で解体対象となったマンションを参考とした。暴露対象は一般の居住者であり、その特定はほぼ可能である。しかしながら、上のケースと同様に、一般の人が接近可能な状態にある。

最後に、可制御ケースとしては、大学の機械室を選び、難制御ケース A と同様に京都大学の実績を参考とした。このケースは一般の人が接近可能な場所にあるものではなく、保守作業員など特定の者のみが暴露の可能性を通常有する場合である。以上で参考とした建物はいずれも、筆者ら<sup>15,28)</sup>が現場あるいは書面で吹付けアスベストの存在や除去工事を確認したものである。

本研究のリスク試算では主に、吹付けアスベストの量[kg または t]や使用人数、総吸気量を用いるが、これらは参考とした 16 のマンションまたは 8~14 の部屋（講義室・機械室）における平均値と同一の数値とした。参考のために、表 6.4 には関連する諸元や仮定も含めて示している。

現存する吹付けアスベストについては、使用段階、除去段階（除去される場合）、建物解体段階（除去されない場合）、処理処分段階（同）に分けて考えることができる。除去工事のような対策を施せば、建物解体段階でアスベストの飛散を大幅に減少することができる。反対に無対策のまま解体に至れば、アスベストの飛散と周辺の住民に対する健康リスクの増加が予想される。このように、対策効果を評価するためには、対策実施時のみならずライフサイクルも考慮した上で影響の大小比較をする必要がある。よって、我々は使用段階から廃棄（建物解体段階及び処理処分段階）までの間に注目した評価を試みる。

表 6.4 吹付けアスベスト除去対策の評価対象

	難制御ケース A	難制御ケース B	可制御ケース
用途	大学 講義室	マンション 居室	大学 機械室
対策による制御	困難	困難	可能
暴露対象の特定性 (使用者)	不特定 (学生, 教職員)	ほぼ特定しうる (居住者)	特定しうる (保守作業員)
吹付け場所	壁, 天井	梁, 柱, 天井	壁, 天井
床面積[m <sup>2</sup> ] <sup>*1</sup>	(不明)	(81~1,600~4,800)	(不明)
吹付け面積[m <sup>2</sup> ] <sup>*1</sup>	(52~480~1,300)	(190~2,200~5,800)	(25~190~710)
吹付け材料[kg] <sup>*1,2</sup>	(260~2,400~6,500)	(1,400~17,000~43,000)	(125~970~3500)
アスベスト含有率[%] <sup>*1,3</sup>	(1.5~16~>50)	(4~37~100)	(1.5~27~>80)
吹付けアスベスト[kg] <sup>*1</sup>	630 (6.5~630~4,900)	8,900 (350~8,900~37,000)	320 (1.9~320~1,700)
同上[t] <sup>*4</sup>	1.9×10 <sup>16</sup>	2.7×10 <sup>17</sup>	9.6×10 <sup>15</sup>
使用人数[人] <sup>*1</sup>	460 (80~460~800)	87 (4.5~87~260) <sup>*7</sup>	3.2 (1~3.2~15)
使用時間[時間/週] <sup>*1</sup>	29 (21~29~33)	84 <sup>*8</sup>	25 (0.5~25~67)
使用時間 [人・時間/年] <sup>*5</sup>	510,000 (62,000~510,000~920,000)	290,000	3,800 (25~3,800~25,000)
総吸気量[m <sup>3</sup> /年] <sup>*6</sup>	320,000	180,000	2,400
参考とした建物（難制御 ケース B）または部屋（難 制御ケース A または可制 御ケース）の数	8	16 <sup>*9</sup>	14

\*1 ( )内は京都大学または阪神・淡路大震災の被災地におけるマンションの実績値であり、左から、最小値～平均値～最大値を示す

\*2 京都大学と被災地におけるマンションの実績値では、吹付け材料の厚さはそれぞれおよそ 20mm、30mm であった。また、比重は 0.25 と仮定して計算した。

\*3 平均を求める際には、>50%、>80%はそれぞれ 75%、90%とした

\*4 1ng は 30f に換算した<sup>33)</sup>

\*5 1 年を 50 週（難制御ケース B、可制御ケース）または 35 週（難制御ケース A）とした

\*6 吸気量は 15m<sup>3</sup>/(人・日)と仮定した

\*7 全ての建物の戸数は判明しなかったため、判明した建物の 1 戸あたり床面積 56m<sup>2</sup>を用いて戸数を推定し、マンションの使用人数は 1 戸あたり 3 人と仮定して計算した

\*8 マンション（難制御ケース B）は居住者が 7 日/週×12 時間/日使用すると仮定した

\*9 アスベスト含有率など一部の情報を有していない建物も含む数

## (2) シナリオ

建築物の解体にあたって吹付けアスベストを事前に除去することは、日本では労働安全衛生法と大気汚染防止法、米国では NESHAP<sup>34)</sup>によって定められている。このため、Kishimoto<sup>32)</sup>は除去をするか否かの問題ではなく、いつ除去をするかの問題であると述べている。村山<sup>31)</sup>や Kishimoto は除去を行わずに解体するシナリオは検討しておらず、Mossman ら<sup>30)</sup>、村山、Kishimoto は全て、使用段階における建物使用者にとってのリスクを判断あるいは試算している。しかしながら、第 4 章で述べたように、実際に阪神・淡路大震災においては非除去解体によるアスベスト飛散が被災地の一般環境におけるアスベスト濃度の上昇を招いている<sup>15)</sup>。除去工事を実施しなかった場合、通常は吹付けアスベスト

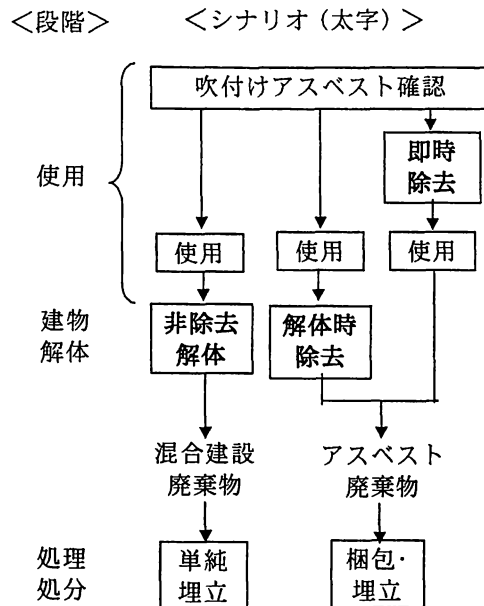


図 6.10 吹付けアスベスト除去対策の  
各シナリオにおけるフロー

の所在が記録されていないために、除去されないまま解体される。

また、除去工事の効果については、そもそも対策が実施されなかった場合の、非除去解体による健康リスクの上昇を考慮して論じられるべきものである。著者らは非除去解体によって住民に与える健康リスクを懸念する立場から、除去工事の評価にあたっては、除去を行って解体までされた場合と非除去のまま解体された場合との比較が適切であると考ええる。

これより、検討するシナリオは、図 6.10 に示す非除去解体、解体時除去、即時除去の 3 つとする。表 6.5 には参考としたアスベスト濃度報告事例を示し、表 6.6 にはアスベスト暴露の前提をシナリオ別・段階別にまとめている。いずれのケースでも、1995 年を基準年として、今後解体まで 15 年使用可能な建築物のシナリオを検討するものとする。

#### ① 非除去解体シナリオ

非除去解体シナリオとは、吹付けアスベストを除去しないまま解体に至るシナリオである。この場合、使用段階で建物の使用者がアスベストの暴露を受ける。使用段階については、吹付けアスベストのある屋内で測定されたアスベスト濃度が、著者らによる京都大学における実測値も含めて表 6.5 に示すように報告されている。ここでは、3.0f/L のアスベスト濃度に使用者が暴露されることを仮定して、使用段階における健康リスクを試算する。

建物解体段階においては、非除去解体の場合の報告値は阪神・淡路大震災<sup>11)</sup>と東京都<sup>10)</sup>の事例に見られるのみである。解体業者に対しては 100~200f/L のアスベスト濃度に曝露されることを仮定して、健康リスクを試算する。解体建築物の周辺に住む住民に対しては、暴露を受ける濃度や人数の設定が困難であるため、6-2(5)で述べた暴露係数を用いてリスクを試算する。

処理処分段階については、埋立が行われるものとする。非除去解体された建設廃材はアスベストを含むことが考慮されていないため、埋立時にアスベストが飛散することが考えられる。処分場の周辺に住む住民に対するリスクは 6-2(5)で述べた飛散係数を用いて試算するが、処理処分業者への暴露は前提条件の設定が困難なために考慮しない。

#### ② 解体時除去シナリオ

解体時除去シナリオとは、建物解体の直前に吹付けアスベストを除去するシナリオである。この場合、非除去解体シナリオと同様に、使用段階では使用者がアスベスト暴露を受ける。

除去段階では除去業者がアスベスト暴露を受ける。除去業者が暴露するアスベスト濃度は、防護マ

スクの除去率や非意図的な暴露を考慮して、除去作業中の室内アスベスト濃度の 1%程度である、1.0～100f/L と仮定する。

建物解体段階と処理処分段階においては、除去後の建物にアスベストの残存がないものとして飛散は考えない。除去されたアスベストも、日本の廃棄物処理法で定められた特別管理廃棄物として梱包ならびに埋立がなされているとして、飛散は生じないものとする。

③ 即時除去シナリオ

即時除去シナリオとは吹付けアスベストが確認され次第、直ちに除去するシナリオである。この場合、使用段階のアスベスト暴露は考えない。

除去段階では、解体時除去シナリオと同等のアスベスト暴露が除去業者に対して発生するものとする。建物解体段階と処理処分段階では、解体時除去シナリオと同様に、飛散は考えない。

表 6.5 吹付けアスベストに関わるアスベスト濃度報告例

測定者・報告者	測定場所	アスベスト濃度* 幾何平均 [f/L]	n	本研究で関連 する段階
高月ら <sup>28)</sup>	京大教養部 除去前（閉鎖中）	1.1 (0.6～1.6)	12	使用段階
	同上 除去前（人の活動中）	3.8 (2.2～17)	9	
寺園ら <sup>15)</sup>	マンション 除去前屋内	2.2 (<0.2～144)	80	使用段階
高月ら <sup>28)</sup>	京大教養部 除去中屋内	3,700 (400～26,000)	33	除去段階
	同上 除去中屋外	0.5 (0.2～0.9)	10	
寺園ら <sup>15)</sup>	マンション 除去中屋内	800 (20～130,000)	37	除去段階
東京都 <sup>10)</sup>	吹付けアスベスト含有建物解体敷地内	51.4 (36.7～74.6)	4	建物解体段階
中地 <sup>11)</sup>	吹付けアスベスト含有建物解体敷地境界	200 (160～250)	2	建物解体段階
環境庁 <sup>35)</sup> （1995 年度一般環境モニタリング）	住宅地域、商工業地域、農業地域（バックグラウンド）	0.88 (0.09～13.47)	84	—

\* 濃度は全て位相差顕微鏡法によるもの

表 6.6 アスベスト暴露の前提

段階	各シナリオの暴露主体			人数	期間	暴露濃度 [f/L]
	非除去解体	解体時除去	即時除去			
使用段階	使用者 <sup>*1</sup>	使用者 <sup>*1</sup>	—	表 6.4 を参照	15 年	3.0
除去段階	—	除去業者	除去業者	5 人 <sup>*2</sup>	4 時間/100m <sup>2</sup> - 吹付け面積 <sup>*2</sup>	1.0～100
建物解体段階	解体業者	—	—	5 人 <sup>*3</sup>	3.8 時間 /100m <sup>2</sup> -吹付け 面積 <sup>*4</sup>	100～200
	住民 <sup>*1</sup>	—	—	6.2.2(5)を参照	6.2.2(5)を参照	6.2.2(5)を参照
処理処分段階	住民 <sup>*1</sup>	—	—	6.2.2(5)を参照	6.2.2(5)を参照	6.2.2(5)を参照

\*1 使用者とはマンションの居住者、学生・教職員、保守作業員を意味する。住民とはマンションの居住者ではなく、周辺のアスベスト暴露を受ける住民を意味する。

\*2 除去作業の時間は建物によってばらつきが大きい。ここでは、業者へのヒアリングなどにより、除去作業は 1 人 5 時間で 25m<sup>2</sup>-吹付け面積と仮定した。

\*3 著者が任意に仮定した値

\*4 解体作業の時間は建物によってばらつきが大きい。ここでは、被災地のあるマンションの実績から、解体作業は 1 日(5 時間)でおよそ 100m<sup>2</sup>-床面積と考えた。また、吹付け面積あたりの解体時間を求めるため、被災地の 16 ヶ所の建物における床面積 x と吹付け面積 y との回帰式<sup>15)</sup> y=1.2x を利用した。

### (3) 健康リスクの試算方法

健康リスクについては、ユニットリスクと、アスベストの暴露濃度もしくは簡易型暴露評価モデルとを組み合わせで試算することとした。

まず、暴露濃度が設定できる場合には、その濃度を直接使用し、これに単位濃度あたりのユニットリスクと暴露濃度を乗じて健康リスクを求めた。使用段階においては、屋内濃度がおおよそ判明しており、このような健康リスクの試算が可能である。単位濃度（1f/L）あたりのユニットリスクは 2-1 で述べた数値である、生涯過剰死亡リスク  $2.2 \times 10^{-4}$  を用いた。

また、暴露濃度が設定できない場合には、単位暴露量（1f）あたりのユニットリスクを用い、これに簡易型暴露評価モデルで求めた飛散係数と暴露係数の積を乗じて、健康リスクを求めた。アスベスト暴露量 1f あたりのユニットリスクについては、同様に既に 2-1 で記している、生涯過剰死亡リスク  $5.6 \times 10^{-13}$ 、及び同じく損失余命  $1.2 \times 10^{-11}$  年を用いた。

本研究で用いるユニットリスクは対象者の年齢構成を考慮していないものであるが、簡単のために、全てのケースにおいて用いることとした。

### (4) コスト対リスクの評価方法

2-3(4)で述べた Tengs ら<sup>36)</sup>や村山<sup>31)</sup>、Kishimoto<sup>32)</sup>と同様に、上記で試算した健康リスク（生涯過剰死亡リスクまたは損失余命）とともに対策コストも求め、削減した健康リスクあたりのコスト（CPLS または CPLYs）を分析した。すなわち、非除去解体シナリオを基準として、解体時除去シナリオや即時除去シナリオの場合に削減可能となった健康リスク及び追加的に必要となったコストを評価した。

対策コストは、1995 年の阪神・淡路大震災の被災地におけるマンションの除去コストである 2.6 万円/m<sup>2</sup>（表 6.4 で参考にした 16 ケ所の建物のうち、除去コストが判明した 8 ケ所の平均値）を用いた。この数値にはアスベスト廃棄物の処分コストも含まれている。

以上の健康リスクと対策コストについては、Tengs ら<sup>36)</sup>と同様に、ともに割引率を用いて評価することとした。ここでは割引率を 0%または 5%として、1995 年時点の数値で評価した。

## 6-3-2 健康リスクの試算結果

まず、各段階におけるリスクについて計算した結果を、以下に述べる。本文中では、割引率が 0%の場合の生涯過剰死亡リスクについてのみ記すが、同時に、割引率が 5%の場合や、損失余命についても計算している。全ての結果は表 6.7、表 6.8 にまとめて示している。割引率を 5%としたときは使用段階の後半や建物解体段階、処理処分段階のリスクが小さくなることを認識しやすいように、図 6.11 に生涯過剰死亡リスクの時系列変化（難制御ケース A の事例のみ）も示している。

### (1) 使用によるリスク

難制御ケース A の場合、使用段階における建物使用者全体のアスベスト総暴露量は  $3.0\text{f/L} \times 320,000\text{m}^3/\text{年} \times 10^3\text{L/m}^3 \times 15\text{年} = 1.4 \times 10^9\text{f}$  であるため、生涯過剰死亡リスクは  $8.1 \times 10^{-3}$  となる。同様に計算して、難制御ケース B、可制御ケースはそれぞれ、 $4.5 \times 10^{-3}$ 、 $6.0 \times 10^{-5}$  となる。

### (2) 除去によるリスク

難制御ケース A の場合、除去段階における除去業者の総暴露量は  $(1.0 \sim 100)\text{f/L} \times 15\text{m}^3/(\text{人} \cdot 24\text{時間}) \times 10^3\text{L/m}^3 \times 5\text{人} \times 4\text{時間}/100\text{m}^2\text{-吹付け面積} \times 480\text{m}^2\text{-吹付け面積} = 6.0 \times (10^4 \sim 10^6)\text{f}$  であるため、生涯過剰死亡リスクは  $3.4 \times (10^{-8} \sim 10^{-6})$  となる。同様に、難制御ケース B、可制御ケースはそれぞれ、 $1.5 \times (10^{-7} \sim 10^{-5})$ 、 $1.3 \times (10^{-8} \sim 10^{-6})$  となる。

### (3) 建物解体によるリスク

#### ① 解体業者に対するリスク

難制御ケースAの場合、非除去解体シナリオの建物解体段階における解体業者の総暴露量は $(100 \sim 200) \text{f/L} \times 15 \text{m}^3 / (\text{人} \cdot 24 \text{時間}) \times 10^3 \text{L/m}^3 \times 5 \text{人} \times 3.8 \text{時間} / 100 \text{m}^2 \text{-吹付け面積} \times 480 \text{m}^2 \text{-吹付け面積} = (5.7 \sim 11) \times 10^6 \text{f}$ であるため、生涯過剰死亡リスクは $(3.2 \sim 6.4) \times 10^{-6}$ となる。同様に、難制御ケースB、可制御ケースはそれぞれ、 $(1.5 \sim 2.9) \times 10^{-5}$ 、 $(1.3 \sim 2.5) \times 10^{-6}$ となる。

#### ② 周辺の住民に対するリスク

非除去解体シナリオにおける建物解体段階の飛散係数については、6-2-2(3)で述べたように、 $0.02\% (2.0 \times 10^{-4})$ とした。また、同じく暴露係数については6-2-2(5)で述べたように、神戸市（難制御ケースBの参考地点）や京都大学（難制御ケースA及び可制御ケースの参考地点）のような都市部を発生源とする場合、およそ $10^{-4}$ と考えた。したがって、建物内吹付けアスベストの存在量に対して、飛散係数と暴露係数の積である $2.0 \times 10^{-8}$ の割合が周辺の住民への暴露に至るものとする。

これより、難制御ケースAの場合は、吹付けアスベストが $1.9 \times 10^{16} \text{f}$ であることから総暴露量は $3.8 \times 10^8 \text{f}$ となり、生涯過剰死亡リスクは $2.1 \times 10^{-4}$ と計算された。同様に、難制御ケースB、可制御ケースはそれぞれ、 $3.0 \times 10^{-3}$ 、 $1.1 \times 10^{-4}$ となる。

### (4) 処理処分によるリスク

非除去解体シナリオにおける処理処分段階の飛散係数については、6-2-2(3)で述べたように、 $0.02\% (2.0 \times 10^{-4})$ とした。また、暴露係数については6-2-2(5)で述べたように、三重県処分場や京都府処分場のような都市圏外を発生源とする場合、およそ $10^{-5}$ と考えられた。したがって、廃棄されるアスベスト量に対して、飛散係数と暴露係数の積である $2.0 \times 10^{-9}$ の割合が周辺住民への暴露に至るものとする。

これより、難制御ケースAの場合は、廃棄されるアスベスト量が $1.9 \times 10^{16} \text{f}$ であることから総暴露量は $3.8 \times 10^7 \text{f}$ となり、生涯過剰死亡リスクは $2.1 \times 10^{-5}$ と計算された。同様に、難制御ケースB、可制御ケースはそれぞれ、 $3.0 \times 10^{-4}$ 、 $1.1 \times 10^{-5}$ となる。

### (5) シナリオ別のリスク

各シナリオ別の健康リスク全体の大きさは、表6.7（または表6.8）及び図6.12（または図6.13）の生涯過剰死亡リスク（または損失余命）に示されているとおりであり、ケースによって幅が大きい。各ケースとも割引率の違いによらず、非除去解体シナリオが最もリスクが大きく $10^{-4} \sim 10^{-2} [\text{人}]$ のオーダーであり、反対に即時除去シナリオは最もリスクが小さく、中間値で $10^{-7} \sim 10^{-6} [\text{人}]$ のオーダーである。また、解体時除去シナリオにおけるリスクは非除去解体シナリオと比較してやや小さいが、その差は特に難制御ケースAではごくわずかである。すなわち、難制御ケースAのように不特定多数の使用が存在する場合は、彼らが暴露するリスクの割合が大きいために、即時除去を行わない限り、リスク全体の大きさがあまり削減できないことが示されている。

また、周辺の住民に対するリスクに注目すると、表6.7（または表6.8）からわかるように、難制御ケースBと可制御ケースにおいては、使用者に対するリスクを超えている。この周辺の住民に対するリスクは、建物解体段階において大きく、また防護策を徹底させることが困難なものである。とりわけ、この2つのケースでは、住民へのリスクが避けられる解体時除去シナリオにおいて、非除去解体シナリオと比較して合計のリスクが $1/3 \sim 1/6$ 程度までに小さくなっている。

関連して、非除去解体シナリオと解体時除去シナリオの間には、リスクの対象者がシフトしていることがわかる。すなわち、非除去解体シナリオにおける解体業者や住民へのリスクは、解体時除去シナリオにおいては除去業者にとって代わっている。いずれのケースでも、1人あたりに換算すれば除

去業者のリスクが大きく、このことには配慮が必要であるが、工事主体の防護対策次第で除去業者へのアスベスト暴露は十分な制御が可能とみられる。

以上のように、使用者や周辺の住民に対する暴露（不特定多数への暴露）が他と比較して大きいこと、住民に対しては都市部で建物解体段階のような防護対策が困難な暴露（難制御条件での暴露）が大きいこと、ならびにこれらを生じる非除去解体が最もリスクの大きいシナリオであることがわかった。このような不特定多数に対する難制御条件での暴露によるリスクの検討例は見られず、その危険性は定性的に述べられるにとどまってきたが、本研究ではこのリスクの大きさを定量的にも示した点に意義があると言える。

表 6.7 ケース別・シナリオ別・段階別の生涯過剰死亡リスク[人] (r=0%)

ケース シナリオ 段階 対象		難制御ケース A			難制御ケース B			可制御ケース		
		非除去解体	解体時除去	即時除去	非除去解体	解体時除去	即時除去	非除去解体	解体時除去	即時除去
使用	使用者	$8.1 \times 10^{-3}$	$8.1 \times 10^{-3}$	—	$4.5 \times 10^{-3}$	$4.5 \times 10^{-3}$	—	$6.0 \times 10^{-5}$	$6.0 \times 10^{-5}$	—
除去	除去業者	—	$3.4 \times (10^{-8} \sim 10^{-6})$	$3.4 \times (10^{-8} \sim 10^{-6})$	—	$1.5 \times (10^{-7} \sim 10^{-5})$	$1.5 \times (10^{-7} \sim 10^{-5})$	—	$1.3 \times (10^{-8} \sim 10^{-6})$	$1.3 \times (10^{-8} \sim 10^{-6})$
建物解体	解体業者	$(3.2 \sim 6.4) \times 10^{-6}$	—	—	$(1.5 \sim 2.9) \times 10^{-5}$	—	—	$(1.3 \sim 2.5) \times 10^{-6}$	—	—
	住民	$2.1 \times 10^{-4}$	—	—	$3.0 \times 10^{-3}$	—	—	$1.1 \times 10^{-4}$	—	—
処理処分	住民	$2.1 \times 10^{-5}$	—	—	$3.0 \times 10^{-4}$	—	—	$1.1 \times 10^{-5}$	—	—
合計		$8.3 \times 10^{-3}$	$8.1 \times 10^{-3}$	$3.4 \times (10^{-8} \sim 10^{-6})$	$7.9 \times 10^{-3}$	$4.5 \times 10^{-3}$	$1.5 \times (10^{-7} \sim 10^{-5})$	$1.8 \times 10^{-4}$	$(6.0 \sim 6.2) \times 10^{-5}$	$1.3 \times (10^{-8} \sim 10^{-6})$

表 6.8 ケース別・シナリオ別・段階別の損失余命[年] (r=0%)

ケース シナリオ 段階 対象		難制御ケース A			難制御ケース B			可制御ケース		
		非除去解体	解体時除去	即時除去	非除去解体	解体時除去	即時除去	非除去解体	解体時除去	即時除去
使用	使用者	$1.7 \times 10^{-1}$	$1.7 \times 10^{-1}$	—	$9.7 \times 10^{-2}$	$9.7 \times 10^{-2}$	—	$1.3 \times 10^{-3}$	$1.3 \times 10^{-3}$	—
除去	除去業者	—	$7.2 \times (10^{-7} \sim 10^{-5})$	$7.2 \times (10^{-7} \sim 10^{-5})$	—	$3.3 \times (10^{-6} \sim 10^{-4})$	$3.3 \times (10^{-6} \sim 10^{-4})$	—	$2.9 \times (10^{-7} \sim 10^{-5})$	$2.9 \times (10^{-7} \sim 10^{-5})$
建物解体	解体業者	$(6.8 \sim 14) \times 10^{-5}$	—	—	$(3.1 \sim 6.3) \times 10^{-4}$	—	—	$(2.7 \sim 5.4) \times 10^{-5}$	—	—
	住民	$4.6 \times 10^{-3}$	—	—	$6.5 \times 10^{-2}$	—	—	$2.3 \times 10^{-3}$	—	—
処理処分	住民	$4.6 \times 10^{-4}$	—	—	$6.5 \times 10^{-3}$	—	—	$2.3 \times 10^{-4}$	—	—
合計		$1.8 \times 10^{-1}$	$1.7 \times 10^{-1}$	$7.2 \times (10^{-7} \sim 10^{-5})$	$1.7 \times 10^{-1}$	$(9.7 \sim 9.8) \times 10^{-2}$	$3.3 \times (10^{-6} \sim 10^{-4})$	$3.9 \times 10^{-3}$	$1.3 \times 10^{-3}$	$2.9 \times (10^{-7} \sim 10^{-5})$



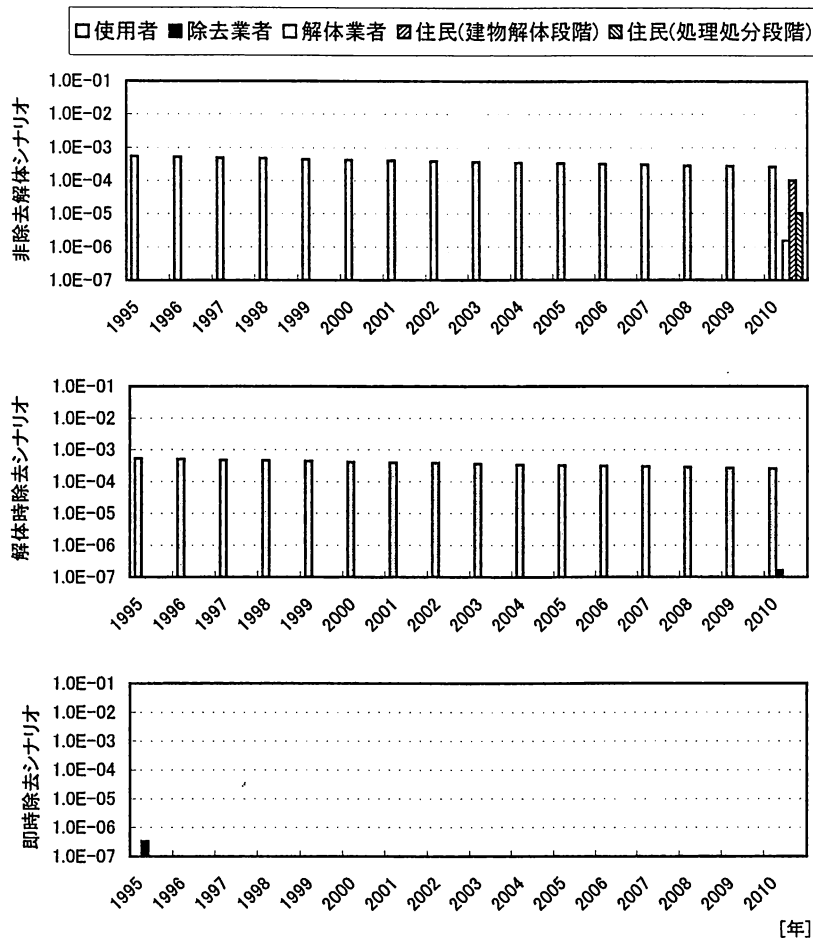


図6.11 各シナリオにおける生涯過剰死亡リスクの時系列変化（難制御ケースA、 $r=5\%$ の場合）

### 6-3-3 リスク対コストの分析

コスト対リスクの分析はリスクマネジメントの一つとして位置づけられ、前述の LCA などの手法とは性格が異なる。6-2-3 で紹介した比較リスク評価手法は、異種の環境問題との比較から特定の環境問題に対策を実施することの是非が議論可能となる。一方、コスト対リスクの分析は、削減される健康リスクの大きさが対策コストと比較して大きいのか否か、すなわち対策を実施すべきか否かを検討するものである。ここでは、コスト対リスクの分析も対策決定に係る総合的な影響評価手法の一種と位置づけ、吹付けアスベスト除去対策の評価に用いることとする。

まず、コストの試算を行う。解体時除去シナリオについては、

$$\text{除去コスト} = 2.6 \text{ 万}[\text{円}/\text{m}^2] \times \text{吹付け面積}[\text{m}^2] \times 1/(1+r)^{15}$$

$r$ : 割引率

であるので、 $r=0\%$ のとき難制御ケースA、同B、可制御ケースの順に 1,200 万円、5,700 万円、490 万円、 $r=5\%$ のとき同じく順に 600 万円、2,800 万円、240 万円となる。即時除去シナリオについては、

$$\text{除去コスト} = 2.6 \text{ 万}[\text{円}/\text{m}^2] \times \text{吹付け面積}[\text{m}^2]$$

であるので、 $r$ によらず、同じ順に 1,200 万円、5,700 万円、490 万円となる。

次に、上述のコストと 6-3-2 で示したリスクを用いて、CPLS 及び CPLYs を求めた結果、表 6.9 及び表 6.10 にそれぞれ示すようになった。例えば、 $r=0\%$ のとき、非除去解体シナリオを基準とした、

解体時除去シナリオと即時除去シナリオの CPLS はそれぞれ、難制御ケース A で  $5.3 \times 10^9$ 、 $1.5 \times 10^9$ 、難制御ケース B で  $1.7 \times 10^9$ 、 $7.3 \times 10^9$ 、可制御ケースで  $4.1 \times 10^{10}$ 、 $2.7 \times 10^{10}$  となった。同じ結果は図 6.12 及び図 6.13) にも図示しているとおりであり、即時除去シナリオの CPLS は割引率によらず、最も小さい難制御ケース A においても  $10^9$  円 (10 億円) を超えていた。

参考として、村山<sup>31)</sup>は、学校の吹付けアスベスト除去工事によるコストあたりのリスク (年間死亡率) 削減効果が、歩行者の自動車交通安全対策のそれと同レベルであるとの試算結果 (CPLS に換算すれば、5.9 億円) を得て、対策の有効性を論じている。また、Kishimoto<sup>32)</sup>は大学講義室の除去工事について、CPLS が 3.9 億円であると試算した。Kishimoto はこの値が環境対策以外の対策と比べれば高価であることを認めつつ、少数の個人が大きなリスクを負うことを考慮すれば正当化されるとしている。ただし、これらは解体時除去シナリオを基準とした数値となっているため、彼らのケースに近い本研究の難制御ケース A において、同じ基準として CPLS を計算すると 11 億円 ( $r=5\%$  のとき) となった。これも村山や Kishimoto の数値よりやや高い数値であるが、本研究では年齢構成を考慮しないユニットリスクを用いており、学生や子供が使用する場合を考慮するならば CPLS の数値は小さくなると考えられる。

CPLS あるいは CPLYs の数値から考えて、対策の妥当性について判断することは容易ではない。Van Houtven ら<sup>37)</sup>は米国 EPA によって実際に禁止されたアスベスト製品と禁止されなかったものの決定要因を分析することによって、発がんを 1 件回避することの閾値値を 1989 年値で 4,900 万ドル (1 ドル 110 円として 1995 年値で 72 億円) とした。これより、CPLS の数値のみから見れば、難制御ケース A の  $1.5 \times 10^9$  ( $r=0\%$ )  $\sim 1.5 \times 10^9$  ( $r=5\%$ ) ように、使用者の人数が多い場合などを除けば、対策の妥当性を見出すことは難しいかも知れない。もちろん、表 6.4 で取り上げた本研究の評価対象は、各ケースの平均的な数値をとっているため、前述の年齢構成のほかに、アスベスト含有率や使用人数の変化によって CPLS の数値も変化し、個別ケースに応じた対応が望ましいであろう。

しかしながら、CPLS の数値に表現されていない面も考慮する必要がある。すなわち、難制御ケース B や可制御ケースのような場合であっても、6-3-2 で述べたように、リスクを受ける対象の多くは防護対策が困難な住民であり、発生源とは直接関係のない非意図的な暴露である。このことを考慮すれば、対策に必要とされる CPLS の数値は高めに見積もられるだけの合理性があると見なされ、非除去解体は当然避けるべきであろう。Mossman ら<sup>30)</sup>は使用者へのリスクが小さいことをもって除去工事の必要性を否定したが、使用者へのリスクに劣らぬ住民へのリスクの大きさを考慮することによって、少なくとも解体時除去の必要性は認識されよう。

また、難制御ケース A のように使用者の人数が多い場合などは、非除去解体シナリオにおける使用者へのリスクがほとんどを占めることがある。このようなケースでは、解体時除去シナリオと比較して即時除去シナリオの CPLS も相対的に小さく、即時除去を含む早い段階での対策が必要であろう。

反対に、可制御ケースで見られるように、保守作業員のような特定の者のみが暴露を受ける場合は、使用者 (保守作業員) へのリスクが小さい。このように使用者のリスクが小さく、使用者個人に保護マスクを含む対策が可能な場合は、即時除去に限らず、解体直前までを含む適切な時期に除去工事を行うことで十分なリスク削減を図ることが考えられた。実際に、京都大学においても暴露人数や部屋の状態を加味しながら優先順位付けと除去工事を適宜行った事例<sup>38)</sup>があり、これについては次節で述べる。

表 6.9 ケース別・シナリオ別のコスト、生涯過剰死亡リスク及び CPLS

ケース シナリオ	難制御ケース A			難制御ケース B			可制御ケース		
	非除去解体	解体時除去	即時除去	非除去解体	解体時除去	即時除去	非除去解体	解体時除去	即時除去
コスト [円]	— —	$1.2 \times 10^7$ $6.0 \times 10^6$	$1.2 \times 10^7$ $1.2 \times 10^7$	— —	$5.7 \times 10^7$ $2.8 \times 10^7$	$5.7 \times 10^7$ $5.7 \times 10^7$	— —	$4.9 \times 10^6$ $2.4 \times 10^6$	$4.9 \times 10^6$ $4.9 \times 10^6$
生涯過剰死亡リスク [人]	$8.3 \times 10^{-3}$ $6.2 \times 10^{-3}$	$8.1 \times 10^{-3}$ $6.1 \times 10^{-3}$	$3.4 \times (10^{-8} \sim 10^{-6})$ $3.4 \times (10^{-8} \sim 10^{-6})$	$7.9 \times 10^{-3}$ $5.0 \times 10^{-3}$	$4.5 \times 10^{-3}$ $3.4 \times 10^{-3}$	$1.5 \times (10^{-7} \sim 10^{-5})$ $1.5 \times (10^{-7} \sim 10^{-5})$	$1.8 \times 10^{-4}$ $1.0 \times 10^{-4}$	$6.1 \times 10^{-5}$ $4.6 \times 10^{-5}$	$1.3 \times (10^{-8} \sim 10^{-6})$ $1.3 \times (10^{-8} \sim 10^{-6})$
CPLS [円]	— —	$5.3 \times 10^{10}$ $5.3 \times 10^{10}$	$1.5 \times 10^9$ $2.0 \times 10^9$	— —	$1.7 \times 10^{10}$ $7.3 \times 10^{10}$	$7.3 \times 10^9$ $1.1 \times 10^{10}$	— —	$4.1 \times 10^{10}$ $4.1 \times 10^{10}$	$2.7 \times 10^{10}$ $4.8 \times 10^{10}$

上段：r=0%、下段：r=5%

表 6.10 ケース別・シナリオ別のコスト、損失余命及び CPLYS

ケース シナリオ	難制御ケース A			難制御ケース B			可制御ケース		
	非除去解体	解体時除去	即時除去	非除去解体	解体時除去	即時除去	非除去解体	解体時除去	即時除去
コスト [円]	— —	$1.2 \times 10^7$ $6.0 \times 10^6$	$1.2 \times 10^7$ $1.2 \times 10^7$	— —	$5.7 \times 10^7$ $2.8 \times 10^7$	$5.7 \times 10^7$ $5.7 \times 10^7$	— —	$4.9 \times 10^6$ $2.4 \times 10^6$	$4.9 \times 10^6$ $4.9 \times 10^6$
損失余命 [年]	$1.8 \times 10^{-1}$ $1.3 \times 10^{-1}$	$1.7 \times 10^{-1}$ $1.3 \times 10^{-1}$	$7.2 \times (10^{-7} \sim 10^{-5})$ $7.2 \times (10^{-7} \sim 10^{-5})$	$1.7 \times 10^{-1}$ $1.1 \times 10^{-1}$	$9.7 \times 10^{-2}$ $7.4 \times 10^{-2}$	$3.3 \times (10^{-6} \sim 10^{-4})$ $3.3 \times (10^{-6} \sim 10^{-4})$	$3.9 \times 10^{-3}$ $2.2 \times 10^{-3}$	$1.3 \times 10^{-3}$ $9.8 \times 10^{-4}$	$2.9 \times (10^{-7} \sim 10^{-5})$ $2.9 \times (10^{-7} \sim 10^{-5})$
CPLYS [円/年]	— —	$2.5 \times 10^9$ $2.5 \times 10^9$	$7.0 \times 10^7$ $9.3 \times 10^7$	— —	$8.0 \times 10^8$ $8.0 \times 10^8$	$3.4 \times 10^8$ $5.3 \times 10^8$	— —	$1.9 \times 10^9$ $1.9 \times 10^9$	$1.3 \times 10^9$ $2.2 \times 10^9$

上段：r=0%、下段：r=5%

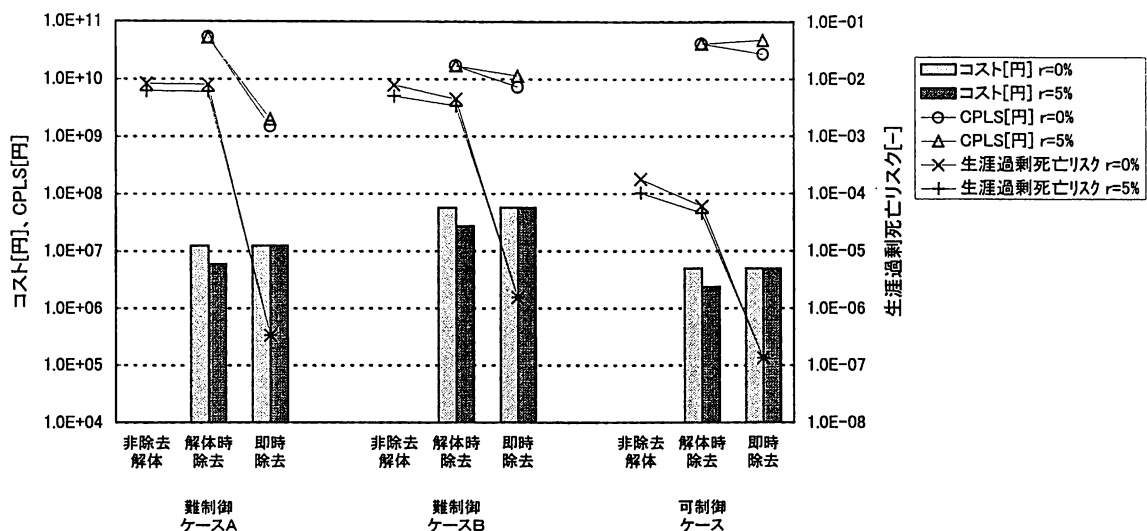


図6.12 ケース別・シナリオ別のコスト、生涯過剰死亡リスク及びCPLS

注) CPLSは非除去解体シナリオを基準とした比較。  
 非除去解体シナリオにはコスト及びCPLSは存在しない。  
 即時除去シナリオの生涯過剰死亡リスクは、簡単のために中間値のみ示している。

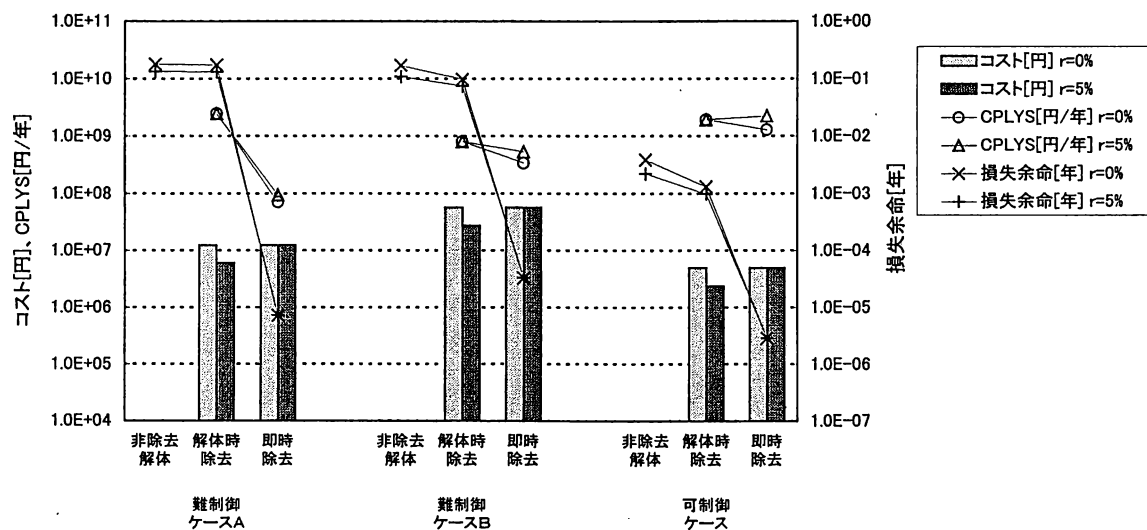


図6.13 ケース別・シナリオ別のコスト、損失余命及びCPLYs

注) CPLYsは非除去解体シナリオを基準とした比較。  
 非除去解体シナリオにはコスト及びCPLYsは存在しない。  
 即時除去シナリオの生涯過剰死亡リスクは、簡単のために中間値のみ示している。

## 6-4 吹付けアスベスト除去対策におけるリスクインデックス<sup>38)</sup>

前節で述べたような分析によって吹付けアスベスト除去対策の実施が決定された場合、コスト上の制約などから、複数の現場に対しては対策の優先順位付けを行う必要が生じることがある。その際に、対策実施箇所の優先順位決定については、できる限り定量的なリスクアセスメントが必要となり、そのための定量的な指標として試みられたものがリスクインデックスである。

リスクインデックスの役割は、コスト対リスクの分析と重複する部分もあると考えられる。しかしながら、後者に対する一般の認識が得られない場合や分析困難な場合、あるいは結果のわかりやすさが求められる場合などがありえるため、リスクインデックスの必要性はまだ十分に認識されうるであろう。

本節では、米国のリスクインデックス使用の変遷と京都大学における事例を紹介し、アスベスト対策におけるリスクインデックス使用の限界と効用を検討する。なお、紹介する京都大学でのリスクインデックスの記述は、コスト対リスクの分析を経たものでない実際の経緯であることをここに付記する。

### 6-4-1 米国のリスクインデックス

#### (1) 米国のリスクインデックス

米国では対策決定がなされた後、複数の場所にあるアスベスト対策の優先順位を決定する目的で、各場所の潜在的危険性を数量化して比較するリスクインデックスを用いる試みがなされてきた<sup>39)</sup>。これまでに知られているFerris Index<sup>40)</sup>とEPA Index (EPA Algorithm)<sup>41,42)</sup>の算定方法を表6.11に示す。Ferris Indexの評価項目には、接近可能性(a)、アスベストの状態(b)、破碎性または脆弱性(c)、換気装置の有無(d)、アスベスト含有率(e)があり、次式によってFerris Indexの値を求め、対策実施か否かを決定するものである<sup>40)</sup>。

$$\text{Ferris Index} = (a + b + c + d) \times e$$

また、EPA IndexはFerris Indexと同様の接近可能性(a1)、材料の損傷(b1)、破碎性または脆弱性(c)、換気装置の有無(d)、アスベスト含有率(e)に使用状況(a2)、浸水(b2)、表面の露出(b3)の項目を加え、次式により対策を決定する仕組みとなっている<sup>41)</sup>。

$$\text{EPA Index} = (a1 + a2 + b1 + b2 + b3 + d) \times (c \times e)$$

#### (2) リスクインデックス使用の変遷

リスクインデックスは様々な場所における潜在的危険性を数値で比較できるため、優先順位決定に便利という効用はあるものの、適用することの限界についても早くから指摘がされている。

Irvingら<sup>40)</sup>はマサチューセッツ州の公立学校においてFerris Indexを用いながら、インデックスの数値よりも場所特有の事情を優先させた方がよい場合もあるとしている。EPA<sup>41)</sup>は自ら提案のEPA Indexの有効性を調査した結果、EPA Indexの値は48ヶ所で室内大気中アスベスト濃度との相関係数は-0.17、材料中アスベスト含有率と大気中濃度との関係でも-0.06となり、EPA Indexは大気中アスベスト濃度の有効な予測値となっていないと結論している。Findleyら<sup>42)</sup>も5つの現場においてEPA Indexの適用性を調査した結果、非熟練者と熟練者がつけたスコアとのばらつきは大きく、信頼に足るインデックスの開発が必要であると指摘した。

これらの検討結果より、EPAはアセスメントツールとしてのインデックスの採用を断念し、以降は同様の方法に関する試みは行っていない<sup>39)</sup>。「学校のアスベストに関する規則」決定に際してもEPAは、適切な対応措置推奨のための一つの評価手法を指摘することは不可能であり、アスベストの危険性は状況によるところが大きく、厳然たる対応措置決定システムは適当でないと判断した<sup>43)</sup>。そして、

表6.11 Ferris Index<sup>40)</sup>とEPA Index<sup>41,42)</sup>の比較

Ferris Indexの算定方法 <sup>*1</sup>		EPA Indexの算定方法 <sup>*2</sup>	
項目	スコア	項目	スコア
a. 接近可能性 (accessibility)	1 完全な囲い込み(例えば、つり天井) 2 人の手から届かない場所 3 低活動区域(4以外の活動区域) 4 高活動区域(体育館、食堂、廊下、階段等)	a1. 接近可能性 (accessibility)	0 接近不可能 1 低レベル(接近することは稀) 4 中～高レベル
		a2. 使用状況 (activity and movement)	0 無もしくは低レベル(図書室、大半の講義室) 1 中レベル(講義室と廊下の一部) 2 高レベル(廊下の一部と食堂、体育館)
b. アスベストの状態 (condition)	1 損傷なし 2 わずかな損傷 3 中程度の損傷 4 激しい損傷(剥離、剥落、浸水)	b1. 材料の損傷 (material condition)	0 無 2 中程度,わずかな部分 5 広範囲,激しい損傷,部分的剥離
		b2. 浸水 (water damage)	0 無 1 わずか 2 中程度以上
		b3. 表面の露出 (exposed surface area)	0 露出無(つり天井の上部等) 1 10%以下の露出 4 10～100%の露出
c. 破砕性、脆弱性 (friability)	1 破砕性なし 2 わずかな破砕性 3 中程度の破砕性 4 強い破砕性、わずかな圧力による破砕	c. 破砕性、脆弱性 (friability)	1 低い破砕性(砕け難い、手による損傷は不可能) 2 中程度の破砕性(容易に剥離、剥落) 3 高い破砕性(ふわふわ、ちらちらとした状態)
d. 換気装置の有無 (presence in air plenums)	1 無 2 有	d. 換気装置の有無 (presence in air plenums)	0 無 1 有
e. アスベスト含有率 (percentage of asbestos)	0 1%未満 1 1～10% 2 11～25% 3 26～50% 4 51%以上	e. アスベスト含有率 (percentage of asbestos)	0 1%未満 2 1～50% 3 51～100%

\*1 Ferris index=(a+b+c+d)×e

16以上で対策

\*2 EPA index=(a1+a2+b1+b2+b3+d)×(c×e)

0～12：対策延期,封じ込め, 10～50：囲い込み, 40～：除去

同規則の中で「選択された対応措置は人の健康及び環境を守るのに十分なものであるべきであり、地域教育機関は人の健康及び環境を守る対応措置の中から最も負担とならない措置を選択でき、建物の中での使用や個々の状況、経済的問題について考慮することができる」(要約)として、地域教育機関に対し学校における対応措置の最終的な決定権を委ねている<sup>44)</sup>。この規則の決定とほぼ併行してEPAは「建物のアスベスト含有材料制御の手引」(Purple book)<sup>45)</sup>をまとめ、各々の条件下でどの削減方法が最も適切であるかを建物の所有者が決める際の基準を示した。その中で、材料からのアスベスト飛散の可能性については、現在の材料の状態、及び将来の攪乱・損傷・腐食のポテンシャルといった表6.12に示す項目に基づくとして、EPA Indexの評価項目とほぼ同様のものを規定している。ただし、これらは数値化でなく、「あり」か「なし」か、「高い」か「低い」という定性的な情報が必要であるとし、この情報に基づくアセスメントによる対応措置決定は表6.13によるものとしている。また、表6.13は対策の必要性を示すものの、対策の順序については建物により状況が異なるため決まりはなく、表中で現在の状態が悪いほど、またポテンシャルが高いほど、優先順位が高く早期の対策が必要としているのみである。さらに、状態がよく、ポテンシャルも低い場合は保守・管理プログラム（

表6.12 アスベスト飛散ポテンシャルの評価ファクタ<sup>46)</sup>

<p>現在のアスベスト含有材料の状態</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・ 劣化または表面から剥離の形跡</li> <li>・ 物理的損傷の形跡（例；小さなくずの存在）</li> <li>・ 浸水の形跡</li> </ul> <p>アスベスト含有材料が将来攪乱・損傷・腐食するポテンシャル</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・ 近傍に換気装置や直接の気流</li> <li>・ (建物の居住者や管理者から) 目で見える、接近可能である、及び活動の程度（気流、振動、居住者の運動）</li> <li>・ 建物使用の変化</li> </ul>
---

表6.13 吹付けアスベストの評価による対策決定表<sup>46)</sup>

		現在のアスベスト含有材料の状態		
		良好	わずかな損傷や劣化	悪い
将来損傷・攪乱・腐食するポテンシャル	低い	現時点で特別な保守・管理プログラムを超える措置は不要	可能な限り早期に部分的または全体的な除去	可能な限り早期に除去
	高い	他の措置と併せて除去、囲い込み、封じ込め		

\* 良好な状態とは、浸水、物理的損傷、劣化がないことである

\*\* 高いポテンシャルとは、アスベスト含有材料が露出または接近可能である、換気装置や気流のなかにある、振動を受ける、ということである。

Operations and Management Program) の実施で十分であり、その内容はEPAがまとめた「その場でのアスベスト管理 アスベスト含有材料の保守・管理に関する建物所有者のための手引」(Green book)<sup>46)</sup>として、作業員保護計画・通常の点検保守作業・日常的な清掃技術・アスベスト飛散の際の手順、などについて記載されている。

#### 6-4-2 アスベスト対策におけるリスクインデックスの使用

EPAは単一数値化したインデックスの使用は不適当であるとの判断を下したが、複数の現場を有する対策決定者が経済的事情等により優先順位を決定する必要が生じた場合、何らかの定量（または半定量）的指標を用いることが望ましい。Paullら<sup>39)</sup>もインデックス使用はその本来の目的からなお有用であるとしており、優先順位決定の際に役立つ一つの方法であると考えられる。ここでは、京都大学において用いたリスクインデックスを紹介し、アスベスト対策におけるリスクインデックス使用の効用を検討する。

1980年代後半のアスベストに対する関心の高まりの中で、京都大学においても建築物内に約30ヶ所およそ10,000m<sup>2</sup>もの吹付けアスベストが発見され、学内の環境保全委員会、安全委員会においてその対策が検討された。その結果、アスベストの非職業的暴露に関しては未だ定まった説はないものの、教職員・学生等の健康面への最大限の配慮、良好な教育研究環境の確保という視点からアスベスト対策を検討する必要がある、という結論に達した<sup>28)</sup>。これより、対策の基本的方針を①対象はアスベスト1%以上含有する吹付けアスベスト、②優先順位決定は図6.14のフローに従う、等と決定した。優先順位決定に際しては単一数値化は好ましくないとの判断から意思決定プロセスをまず二段階に分けることとした。すなわち、吹付けアスベストによるリスク発生の二大因子を室内アスベスト濃度（一次スクリーン）と暴露人数（二次スクリーン）とした。まず、一次スクリーンとして濃度について、EPA<sup>45)</sup>も指摘するように実測値ではサンプリング時間の状態しか反映されないため、むしろ室内の最悪の状況を想定した濃度の予測的指標として、固着状況を表すインデックス（アスベスト状態指数）

と、アスベスト含有率を用いた。アスベスト状態指数は、飛散原因となる事項を示す項として接近可能性(a1)・材料の損傷(b1)・浸水(b2)・表面露出(b3)・換気装置有無(d)の各スコアを合計し、それに飛散性の難易度を示す事項として破碎性(c)を乗ずるというものであり、次式で示される。

アスベスト状態指数=(a1+b1+b2+b3+d)×c

スコアの割り付けはEPA Indexを参考に決定され、3人の調査員が表6.14の調査表に記入して得た平均値を状態指数の値とした。また、同時にサンプルも採取し、アスベスト含有率(e)も分析した。この状態指数と含有率はともに当該空間の潜在的危険性を示すとみなされるが、定量化の限界を踏まえてEPA Indexのように乗じて単一数値化することはせず、各々ランク別に図6.14のように各場所の危険性を見やすく示すにとどめた。すなわち、図6.14の中で右上ほど早急な対策が望まれる箇所、左下ほど危険性が相対的に低い箇所が表され、インデックスの使用により優先順位決定が容易になったといえる。さらに図6.15に示した一次スクリーンの後、二次スクリーンとして暴露人数等を考慮し、最終的に除去工事等を行う優先順位を決定した。例えば、危険性の高い部屋であっても、機械室のように機械点検のために作業員一人が週一度の短時間のみ入室する場合であれば、当面は作業員の防護マスクの使用にとどめるといった対策もとられた。このほか、構造上工事が困難な場所や恒常的な使用を停止できない部屋は、一次スクリーンの後も優先順位を下げ、個人の防護対策を優先させることとした。

以上のように、吹付けアスベストの存在する部屋が多数の場合にも、インデックスの使用によりリスク削減対策の優先順位決定が容易になった。ただし、単一数値化を避けるために多段階のアセスメントとなり、最終的にはインデックスに含まれない暴露人数や個々の部屋の状況等が加味されねばならなかった。これはリスクインデックスの効用と限界を京都大学における事例で示したものであり、米国におけるリスクインデックス使用の変遷と共通する部分があるといえる。

表6.14 京都大学における吹付けアスベスト実態調査表（記入例）

記入者 * * * * 調査年月日 S 6 2 . 1 0 . 1					
部局	棟名称	建築年	建物延面積 (㎡)	吹付け面積 (㎡)	吹付け部分
***	*****	S 4 3	約18,000	約1,300	壁、天井
主たる用途		平均使用人数 (人)	平均使用時間 (時間/週)		
講義室		約800	33		

吹付け石綿の実態調査結果 (石綿対策インデックス)

評価指標	印	状 況	スコア	備 考
a1. 接近可能性	—	接近不可能 (完全な囲い込み等)	0	
	○	接近性低い (手が届きにくい等)	1	
	○	接近性高い	4	
	○			
a2. 使用状況	—	活動性低 (図書室、大半の講義室)		
	○	活動性中 (講義室の一部、廊下等)		
	○	活動性高 (廊下の一部、食堂、体育館等)		
	○			
b1. 材料の損傷	—	無	0	
	○	中程度	2	
	○	広範囲、激しい損傷、一部剥離剥落	5	
	○			
b2. 浸水	—	無	0	
	○	僅か	1	
	○	中程度以上	2	
	○			
b3. 表面露出	—	露出無 (約天井の上部等)	0	
	○	10%以下の露出	1	
	○	10～100%の露出	4	
	○			
c. 破碎性・脆弱性	—	破碎性無	0	
	○	わずかな破碎性 (手による損傷は可能)	1	
	○	中程度の破碎性 (容易に剥離剥落する)	2	
	○	高い破碎性 (わずかな圧力による破碎)	3	
	○			
d. 換気装置の有無 (気流の有無)	—	無	0	
	○	有	1	
e. アスベスト含有率	—	1%未満		
	○	1～1.0%		
	○	1.0～2.5%		
	○	2.5～5.0%		
	○	5.0%～		
	○			

石綿状態指数 (ACI: Asbestos Condition Index)  
ACI = (a1 + b1 + b2 + b3 + d) × c  
～10:ランク1, 11～17:ランク2, 18～24:ランク3, 25～30:ランク4, 31～:ランク5



ア ス ベ ス ト 状 態 指 数 の ラ ン ク	5	・理学部 極低温研究室			・施設部 法経北管理入室等	・工学部 坂記念館
	4	・医短大 空調室		・人文研 文献センター芸術史室 ・文学部 地下実験室	・施設部 法経北ボイラー室	・法学部 法経北屋上ファンルーム ・ウィルス研 恒温室
	3	・理学部 飛騨ポンプ室等 ・医短大 本館南棟 ・胸部研 自家発電室		・理学部 飛騨宿泊棟浴室	・教養部 A地5	・医学部 動物実験施設 ・胸部研 図書室 ・原子炉実験所 機械室 ・工学部9号館 NMR室 ・胸部研 ボイラー室
	2	・医短大 本館北棟 ・教養部 A号館東棟		・工学部 8号館機械室 ・人文研 文献センター事務室	・人文研 文献センター歴史研究室	
	1	・工学部 建築学教室 ・霊長類研 研究棟	・教養部 E号館 ・人文研 本館機械室			・ウィルス研 5F実験室等
		1～5	5～10	10～25	25～50	50～
		アスベスト含有率[%]				

図6.14 アスベスト含有率とアスベスト状態指数による吹付け  
アスベスト対策の優先順位付けのためのマトリクス

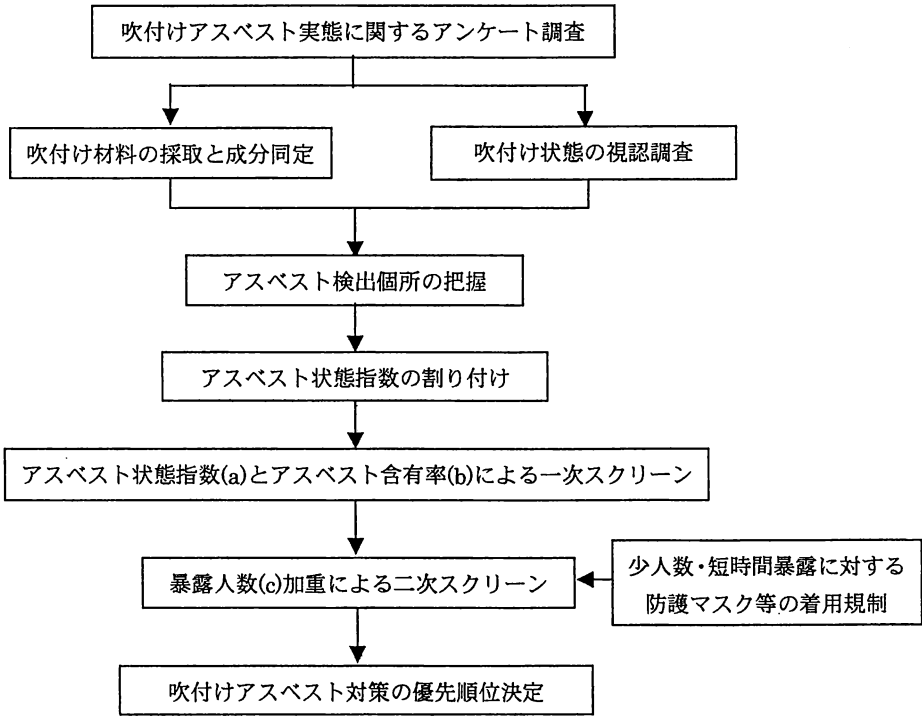


図 6.15 京都大学で実施された吹付けアスベスト対策に  
おける優先順位決定フロー

6-5 アスベスト廃棄物溶融処理の評価

第5章で述べた検討によって、アスベスト廃棄物の溶融処理システムに関しては安全性が確認された。しかしながら、アスベスト廃棄物の溶融処理には多大なエネルギー消費を要するため、化石資源枯渇や地球温暖化などへの関心が高まるにつれて、溶融処理によるリスク削減効果をもってしても常にその対策実施が是認されるとは限らないであろう。すなわち、対策実施に伴うエネルギー消費など他の環境問題に与える負の影響を考慮しても、アスベスト廃棄物の溶融処理は行うべきか、を考慮することが望ましい。

著者らはこのような複数の環境問題間のトレードオフを考慮することができる手法として、6-2-3で述べたように比較リスク評価手法の国内適用を目指し、環境問題のリストの作成と重要度を示す数値を得た。本節ではその結果も適用しながら、リスク削減効果とエネルギー消費とのトレードオフにおけるアスベスト廃棄物溶融処理の必要性に対する評価を試みた。

6-5-1 評価対象と方法

(1) 評価対象

除去された吹付けアスベストの単位量として、ここでは1tのアスベスト廃棄物を評価対象とする。除去前にどのような場所で使用されていたかは無関係とすることができるので、前節のような複数のケースは考慮しない。

(2) シナリオ

アスベスト廃棄物の処理処分方法として、図6.16に示す梱包・埋立と溶融（その後の埋立も含む）という2つのシナリオを設定する。梱包・埋立は一般的に行われているアスベスト廃棄物の処理方法であり、それと比較した際の溶融処理の評価を試みる。

① 梱包・埋立シナリオ

梱包・埋立はエネルギーを多消費しないが、排出から埋立処分ひいては処分後においても、袋の破損や処分場の再掘削のような不適切な管理があれば健康リスクの増加を生じうる。6-3-1(2)の解体時除去シナリオ及び即時除去シナリオではこの際のアスベスト飛散を考えなかったが、本節では不適切処分割合を0%から最大20%（米国 EPA<sup>18)</sup>が示した数値）まで範囲をとり、次式に示す総暴露量を考える。

総暴露量[kg]

=アスベスト廃棄物処分量[kg]×不適正処分割合[-]×飛散係数[-]×暴露係数[-]

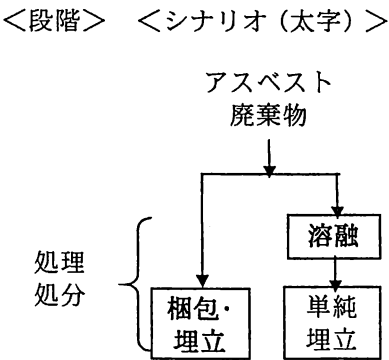


図 6.16 アスベスト廃棄物処理処分の各シナリオにおけるフロー

なお、飛散係数には6-2-2(3)で示した処理処分段階の数値である0.02%、暴露係数には6-2-2(5)で示した都市圏外の数値である $10^{-5}$ を用いる。

## ② 溶融シナリオ

溶融はエネルギーを消費するが、十分に制御された処理によってアスベストを非飛散性のスラグに変質させることができる。5-3-3で示した実証プラント実験においても処理効率は $1/10^8$ 以下と極めて高く、排ガス・排水系へのアスベスト飛散も防げたことから、このシナリオにおいても運転中や処理後のスラグからアスベストの飛散及びそれに伴う健康リスクの増加はないと考える。

## (3) 評価方法

まず、2つのシナリオによってそれぞれ生じる健康リスクと、必要なエネルギー消費量を試算する。健康リスク試算のためには、6-3-1(3)と同じように単位暴露量(1f)あたりのユニットリスク(生涯過剰死亡リスク)である $5.6 \times 10^{-13}$ 人を用いた。エネルギー消費量はメーカー資料や文献から、溶融と埋立についてそれぞれ $288 \text{ kWh/m}^3$ 、 $39.1 \text{ Mcal/t-処分物}$ <sup>47)</sup>だけ要するものとする。なお、単位換算のために、比重は $0.25 \text{ t/m}^3$ 、1ngは $30 \text{ f}$ <sup>33)</sup>とする。

次に、インパクトアセスメントのときにしばしば用いられる正規化(Normalization)というプロセスに従い、上で求めた健康リスクとエネルギー消費の絶対値に対して、基準となる絶対値との比較をそれぞれ行う。Guinée<sup>48)</sup>は地球規模の排出量を利用した基準を用いているが、ここでは便宜的に日本での数値を基準として健康リスクとエネルギー消費の相対値を求める。

最後に、健康リスクとエネルギー消費の相対値の比較を行う。このとき、健康リスクとエネルギー消費がそれぞれ有する重要度を用いて、比較評価する。健康リスク及びエネルギー消費の基準量(日本での数値)に対する重要度があることが望ましいが、6-2-3(2)で述べた比較リスク評価手法の大量生産・消費・廃棄と有害化学物質汚染の重要度で代用する。

## 6-5-2 健康リスクの試算結果

梱包・埋立シナリオでは、アスベストの総暴露量の試算には上記の式を用い、不適正処分割合に応じて、 $0.0 \sim 1.2 \times 10^6 \text{ f}$ と計算された。これにユニットリスクを乗じると、健康リスクは $0.0 \sim 6.7 \times 10^{-7}$ 人となった。

一方、溶融シナリオでは、前述の仮定によって健康リスクは生じないとした。

## 6-5-3 エネルギー消費の試算結果

梱包・埋立シナリオでは、埋立に要するエネルギー消費が $39.1 \text{ Mcal/t-処分物}$ であるので、アスベスト1tに対しては $39.1 \text{ Mcal}$ 要すると計算された。

一方、溶融シナリオでは、溶融に要するエネルギー消費が $288 \text{ kWh/m}^3$ であるため、アスベスト1t( $4 \text{ m}^3$ )に対しては $1,150 \text{ kWh}$ 要すると計算された。これに $2,250 \text{ kcal/kWh}$ を乗じると、求めるエネルギー消費は $2,590 \text{ Mcal}$ となった。

## 6-5-4 アスベスト廃棄物溶融処理の評価

本研究で検討された、処理処分段階でのシナリオ選択における健康リスク増加とエネルギー消費に対しては、一種のトレードオフ関係が生じている。表6.15に示すように、梱包・埋立の場合は $39.1 \text{ Mcal}$ のエネルギー消費が必要な代りに最大 $6.7 \times 10^{-7}$ 人の生涯過剰死亡リスク増加が見込まれる一方で、溶融については $2,590 \text{ Mcal}$ のエネルギー消費が必要である。このことは、最大 $6.7 \times 10^{-7}$ 人の健康リスク

削減のためには、およそ 2,550Mcal のエネルギー消費が必要である事例とも解釈できるであろう。

次に、この数値を日本全体における数値と比較する。中西<sup>49)</sup>は有害大気汚染物質による年間がん発生数を 1,344 人と推定しており、6-5-2 の試算結果のうちの最大値である  $6.7 \times 10^{-7}$  人はその  $5.0 \times 10^{-10}$  に相当する。一方、エネルギー消費については、1998 年度の一次エネルギー供給（国内）が  $5.4 \times 10^9$  Gcal<sup>50)</sup>であり、本研究で溶融に必要な 2,550Mcal はその  $4.7 \times 10^{-10}$  に相当する。その上で、もしも国内における年間の健康リスクとエネルギー消費が同じ重要度を持つならば、上記の  $5.0 \times 10^{-10}$  及び  $4.7 \times 10^{-10}$  という二つの相対値は直接比較可能となり、両者はほぼ匹敵した価値を有すると考えられよう。

さらに、国内における健康リスクやエネルギー消費が、互いにどの程度の重要性を持つかという検証が必要である。これらを有害化学物質汚染と大量生産・消費・廃棄でそれぞれ代用すれば、図 6.9 から重要度は前者が 0.16 に対して後者は 0.10 となる。したがって、これを上記の相対値に乘じれば、健康リスクは  $8.0 \times 10^{-11}$ 、エネルギー消費は  $4.7 \times 10^{-11}$  となり、不適正処分割合が最大の 20%とした場合は健康リスクがエネルギー消費の重要度を上回る。このことから、不適正処分が多いと考えた場合に、健康リスク削減のための溶融によるエネルギー消費については正当化されることが示唆された。

もっとも、以上の評価を行う上で、途中の前提には数多くの不確実性があることを十分認識する必要がある。例えば、年間がん発生数に関しては中西<sup>49)</sup>も極めて不十分な数値であることを認めており、参考値に過ぎない。また、健康リスク及びエネルギー消費が大量生産・消費・廃棄及び有害化学物質汚染にそれぞれ代用できるかという点や、6-2-3 で得た比較リスク評価手法による重要度が適切か否かという点についても、今後さらに検討する必要がある。

しかしながら、異なる環境問題間でトレードオフ関係が存在する対策遂行の選択肢に対して、何らかの意思決定を迫られるケースが今後は増えることが予想される。本節で述べたような評価手法が即、支持されることにはならないであろうが、限界を認めつつ適宜改良を加えることによって、人々が意思決定を下す際に参考となるような、透明かつ公正な等価評価手法の開発が求められているといえよう。

表 6.15 処理処分段階における健康リスクとエネルギー消費

シナリオ	健康リスク[人] (生涯過剰死亡リスク)	エネルギー消費 [Mcal]
梱包・埋立	$0 \sim 6.7 \times 10^{-7}$	39.1
溶融	—	2,590

6-6 吹付けアスベスト使用に係るライフサイクルでの評価

6-5 と同じく異なる環境問題間のトレードオフに対する評価を試みるが、処理処分段階に限らず、本節ではライフサイクルでの評価に拡張する。すなわち、仮に事前に多少の有害特性があることが分かっていた場合でも、ライフサイクルで当該製品のベネフィット（例えば、省エネルギー）を考慮して、使用する価値があるか否かを議論する場合を想定する。ここでは、代替物質がないことを前提として、吹付けアスベストの断熱効果による省エネルギーと、発がん性による健康リスクの増加を比較することを試みる。この議論は場合によっては批判の対象となりうるかも知れないが、重要な環境問題をライフサイクルで多面的に評価する事例の一つと位置付けて、吹付けアスベスト使用に妥当性があるか否かを評価する。

6-6-1 評価対象と方法

(1) 評価対象

断熱効果による省エネルギーを考慮するために、6-5 で用いたような吹付けアスベストの量のみでなく、吹付け面積と内表面積が特定される条件を考える必要がある。そのために、ここではそれらが判明している京都大学教養部のある講義室の吹付けアスベストを対象とする。この講義室は表 6.4 で難制御ケース A の参考とした教室の一つである。詳細は表 6.16 に示すとおりであるが、含有率を 100% としたほか、熱伝導率などはアスベストまたは類似の断熱材料の一般的な数値を用いた。

(2) シナリオ

図 6.17 に示すような生産から処理処分に至るライフサイクルを考える。使用は 30 年間とし、建物解体時に吹付けアスベストの除去を行う。処理処分段階においては、6-5 と同じく梱包・埋立と溶融（その後の埋立も含む）という 2 つのシナリオを設定する。

表 6.16 対象とする教室と吹付けアスベスト

項目	数値など
教室の寸法	13m×9.5m×3m
床面積	124 m <sup>2</sup>
内表面積	382 m <sup>2</sup>
吹付け箇所	天井, 壁
吹付け面積	136 m <sup>2</sup> (内表面積の 36%)
含有率*	100%
厚さ*	20 mm
比重*	0.25 t/m <sup>3</sup>
熱伝導率*	0.04 kcal/mh℃
熱抵抗*	0.5 m <sup>2</sup> h℃/kcal
使用人数[人]	120
使用時間[時間/週]	24
使用時間[人・時間/年]	100,800
総吸気量[m <sup>3</sup> /年]	63,000

\* 筆者の仮定による

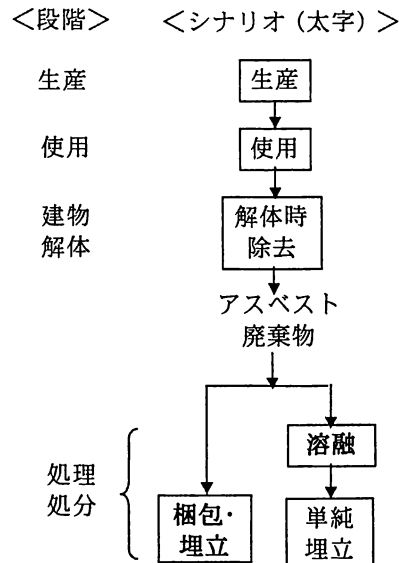


図 6.17 検討する吹付けアスベストのライフサイクルフロー

### (3) 評価方法

6-5 と同様に、健康リスクとエネルギー消費（省エネルギー分も含む）によって評価する。

健康リスクについては、6-3 の解体時除去シナリオとほぼ同様の方法で試算する。ただし、処理処分段階では、不適切処分割合が 0～20%として、住民へのリスクも加える。生産段階については、前提とするデータが不足しているため扱わない。

エネルギー消費については、生産と処理処分に要するものを計上する。このほか、断熱材による住宅の省エネルギー割合が試算された事例<sup>51)</sup>を応用して、使用段階における省エネルギーも試算する。なお、除去に要するエネルギーはないものと仮定し、ライフサイクルエネルギーを求める。

健康リスクとエネルギー消費の比較評価は、6-5 と同様の方法で行う。なお、本節では簡単のために、割引率は 0%として計算する。

### 6-6-2 健康リスクの試算結果

使用段階における建物使用者全体のアスベスト総暴露量は  $3.0\text{f/L} \times 63,000\text{m}^3/\text{年} \times 10^3\text{L/m}^3 \times 30\text{年} = 5.7 \times 10^9\text{f}$  であるため、生涯過剰死亡リスクは  $3.2 \times 10^{-3}[\text{人}]$  となる。

建物解体段階での除去時における除去業者の総暴露量は  $(1.0 \sim 100)\text{f/L} \times 15\text{m}^3/(\text{人} \cdot 24\text{時間}) \times 10^3\text{L/m}^3 \times 5\text{人} \times 4\text{時間}/100\text{m}^2\text{-吹付け面積} \times 136\text{m}^2\text{-吹付け面積} = 1.7 \times (10^4 \sim 10^6)\text{f}$  であるため、生涯過剰死亡リスクは  $9.5 \times (10^{-9} \sim 10^{-7})$  となる。

処理処分段階では、廃棄されるアスベスト量は  $136\text{m}^3 \times 20\text{mm} \times 0.25\text{t/m}^3 = 0.68\text{t}$ 、 $1\text{ng} = 30\text{f}$  の関係を用いると  $2.0 \times 10^{16}\text{f}$  となる。飛散係数を 0.02%( $2.0 \times 10^{-4}$ )、暴露係数を  $10^{-5}$ 、さらに不適切処分割合を 0～20%とすると、住民への総暴露量は  $0 \sim 8.0 \times 10^6\text{f}$  となり、生涯過剰死亡リスクは  $0 \sim 4.5 \times 10^{-6}$  と計算された。

以上を結果を表 6.17 に示す。上記の数値を合計すると、6-3 の難制御ケース A・解体時除去シナリオと同様に、健康リスクのほとんどは使用者に対するものであり、処理処分が梱包・埋立か溶融かによらず、 $3.2 \times 10^{-3}[\text{人}]$  となった。

表 6.17 吹付けアスベストのライフサイクルにおける健康リスク

段階	対象	健康リスク[人]	
		梱包・埋立 シナリオ	溶融 シナリオ
生産	生産業者	—	—
使用	使用者	$3.2 \times 10^{-3}$	$3.2 \times 10^{-3}$
除去	除去業者	$9.5 \times (10^{-9} \sim 10^{-7})$	$9.5 \times (10^{-9} \sim 10^{-7})$
建物解体	解体業者	—	—
	住民	—	—
処理処分	住民	$0 \sim 4.5 \times 10^{-5}$	—
合計		$3.2 \times 10^{-3}$	$3.2 \times 10^{-3}$

### 6-6-3 エネルギー消費の試算結果

生産段階については、吹付けアスベストは既に生産が行われていないため、現在の製造エネルギーを求めることはできない。化学経済研究所<sup>52)</sup>は、アスベストの製造エネルギーを海外からの輸送エネルギー1.208 Mcal/kg をもって代えており、ここでも採用した。アスベストの量が680kg であることから、生産段階でのエネルギー消費は0.82Gcal となった。

使用段階については、吹付けアスベストの断熱効果を考慮すれば、使用時のエネルギー消費は断熱による暖房及び冷房エネルギーの削減分と考えられる。エネルギー・経済統計要覧<sup>53)</sup>によれば、業務部門床面積あたりエネルギー消費量は1990～1994年の5年間平均で暖房用79.9Mcal/m<sup>2</sup>年、冷房用20.4Mcal/m<sup>2</sup>年である。これに対し、住宅において床、外壁、天井に熱抵抗1.25m<sup>2</sup>h℃/kcal のマット状断熱材を用いた場合の暖房負荷の低減が60%、冷房負荷の低減が35%であるとされている<sup>51)</sup>。吹付けアスベストの熱抵抗が0.5m<sup>2</sup>h℃/kcal、内表面積に対する吹付け面積の比から断熱効果が上記の低減割合の31%であると仮定すると、暖房負荷低減は $80 \times 0.6 \times 0.5 / 1.25 \times 0.36 = 6.91 \text{Mcal/m}^2 \text{年}$ 、冷房負荷低減は $20 \times 0.35 \times 0.5 / 1.25 \times 0.36 = 1.01 \text{Mcal/m}^2 \text{年}$ となる。これより、使用年数を30年間として計算すると、暖房及び冷房エネルギーの削減分は29.5Gcal となった。

処理処分段階については、梱包・埋立シナリオの場合、埋立に要するエネルギー消費が39.1Mcal/t-処分物であるので、0.027Mcal 要すると計算された。一方、溶融シナリオの場合、溶融に要するエネルギー消費が288kWh/m<sup>3</sup>であるため、求めるエネルギー消費は1.76Gcal となった。

以上より計算した結果を表 6.18 に示す。表よりわかるように、使用段階の断熱効果が大きいことから、処理処分のシナリオによらず、ライフサイクルで26.9～28.7Gcal の省エネルギーが見込めると計算された。使用段階での省エネルギー分と比較すると、生産段階のエネルギー消費は2.8%、処理処分段階の埋立は0.1%、溶融の場合でも6.0%に過ぎないことがわかった。エネルギー消費の観点から見れば、断熱材としての吹付けアスベスト使用によるエネルギー節約は、生産、及び溶融による処分に要するエネルギーを加味した場合でも有効であったと考えられる。しかしながら、省エネルギー効果のみによって、吹付けアスベストが環境にやさしいとは言えないために次の考察を行う。

表 6.18 吹付けアスベストのライフサイクルにおけるエネルギー消費

段階	エネルギー消費 原単位	係数	エネルギー消費[Gcal]	
			梱包・埋立 シナリオ	溶融 シナリオ
生産	1.208Mcal/kg	面積 136m <sup>2</sup> 厚さ 20mm 比重 0.25t/m <sup>3</sup>	0.82	0.82
使用	暖房 △6.91Mcal/m <sup>2</sup> 年 冷房 △1.01Mcal/m <sup>2</sup> 年	使用年数30年 床面積 124m <sup>2</sup>	△29.5	△29.5
建物解体	除去エネルギーは0と仮定	—	—	—
処理処分	梱包・埋立は39.1Mcal/t (建設 1.34, 運用 37.8) <sup>4)</sup> 溶融は288kWh/m <sup>3</sup>	2,250kcal/kWh	0.027	1.76 (埋立分含む)
合計	—	—	△28.7	△26.9

△は負の数、すなわちエネルギー節約分であることを示す

#### 6-6-4 吹付けアスベスト使用の評価

健康リスクについての試算結果である  $3.2 \times 10^{-3}$  人は、中西 <sup>49)</sup> の年間がん発生数 1,344 人に対して  $2.4 \times 10^{-6}$  に相当する数値である。一方、エネルギー消費について、梱包・埋立シナリオにおける 28.7Gcal (溶融シナリオにおける 26.9Gcal) の省エネルギーは、1996 年度の一次エネルギー総供給である  $5.6 \times 10^9$  Gcal <sup>50)</sup> に対して  $5.1 \times 10^{-9}$  ( $4.8 \times 10^{-9}$ ) に相当する。すなわち、日本の現状を基準とすると、吹付けアスベスト使用に係る健康リスクの相対値は、エネルギー消費の相対値よりも 3 オーダー程度大きいことがわかった。さらに、6-5-4 で述べたように、比較リスク評価手法を利用した健康リスク (有害化学物質汚染で代用) の重要度がエネルギー消費 (大量生産・消費・廃棄で代用) のそれよりも大きいことを加味すれば、健康リスク増加の方が省エネルギーよりも重要度が高いと考えられよう。これらの結果から考えれば、吹付けアスベストはその省エネルギー効果をもってしても、健康リスク増加の大きさから、その使用の意義は否定されるであろう。

言うまでもないが、6-5 と同様に、以上の試算には不確実性が多い。また、吹付けアスベストは断熱の他に耐火や吸音などの目的でも使用されていたが、ここで計算された吹付けアスベストの便益は断熱に限ったものである。鉄骨造建築物については耐火被覆の目的で多く使用されており、これらの便益を計算するためには別途考察が必要となる。一方で、健康リスクは数値のみで評価し得ない部分も大きいことにも十分な配慮が必要であろう。

吹付けアスベストの代替材料については、ロックウール (IARC の発がん分類で 2B) をはじめその有害性が必ずしも否定されていないものが多い。また、アスベストと比較して性能の劣る代替材料が多いのも事実である。このように有害性について灰色で、かつ環境面を含む便益の低下も生じうるものに対して、使用開始前からその製品の是非を論ずべき機会が、アスベスト代替製品に限らず今後はありうると考えられる。本節の検討は必ずしも十分なものではないが、製品の事前評価にあたって、ライフサイクルで多角的な環境の側面を考慮する必要性と、その評価の実例を示したものである。



## 6-7 まとめ

本章では、吹付けアスベスト除去対策や廃棄物対策の有効性などに関する課題を取り上げ、リスクマネジメント（リスクアセスメントを含む）やライフサイクルアセスメントの手法を利用しながら環境への影響の総合的な評価を試み、対策のあり方などを議論した。

まず、ライフサイクルアセスメント手法について、健康リスクを取り上げることが困難とされているパルス-フラックス問題に対処するために簡易型暴露評価モデルを開発した。その中で、排出量あたりの暴露量を表す暴露係数という概念を導入し、都市部ではおよそ  $10^{-4}$ 、都市圏外ではおよそ  $10^{-5}$  という数値を求めた。また、環境問題を多面的にとらえ、複数の環境問題間のトレードオフに対処することができるような手法として、比較リスク評価手法を用いることとした。著者らは、比較リスク評価試行会議を開催し、日本の環境問題を 15 種類に分類した結果、有害化学物質汚染（なかでも、それによる健康への影響）が最も重要度が高いものと判断された。

次に、吹付けアスベストの除去工事は行うべきか、行くとすればいつすべきか（即時か建物解体時でよい）、という課題に対して、健康リスクと対策コストを試算した上で、コスト対リスクの分析を行って検討した。使用者や周辺の住民に対する暴露（不特定多数への暴露）が他と比較して大きいこと、住民に対しては都市部での建物解体段階のような防護対策が困難な暴露（難制御条件での暴露）が大きいこと、ならびにこれらを生じる非除去解体が最もリスクの大きいシナリオであることがわかった。即時除去シナリオの CPLS は  $10^9$  円（10 億円）を超えていたが、使用者の人数が多い場合などに即時除去の必要性が認められた。非除去解体はリスクを受ける対象の多くは防護対策が困難な住民であり、発生源とは直接関係のない非意図的な暴露であることから、避けるべきであると考えられた。

また、複数の現場における建築物中の吹付けアスベストに対して対策の優先順位付けを行うために、米国のリスクインデックス使用の変遷と京都大学における事例を紹介した。吹付けアスベストの存在する部屋が多数の場合にも、インデックスの使用によりリスク削減対策の優先順位決定が容易になった。ただし、最終的にはインデックスに含まれない暴露人数や個々の部屋の状況等が加味されねばならなかった、などのリスクインデックスの効用と限界を京都大学における事例で示した。

さらに、対策実施に伴うエネルギー消費など他の環境問題に対する負の影響を考慮しても、アスベスト廃棄物の溶融処理は行うべきか、という課題について検討した。溶融処理によるリスク削減効果とエネルギー消費とのトレードオフに比較リスク評価手法の結果を適用して、アスベスト廃棄物溶融処理の必要性に対する評価を試みた。その結果、不適正処分が多いと考えた場合に、健康リスク削減のための溶融によるエネルギー消費については正当化されることが示唆された。

最後に、異なる環境問題間のトレードオフに対する評価を、処理処分段階に限らず、ライフサイクルでの評価に拡張した。日本の現状を基準とした吹付けアスベスト使用に係る健康リスクの相対値は、エネルギー消費の相対値よりも 3 オーダー程度大きいことがわかった。さらに比較リスク評価手法の結果を加味すると、吹付けアスベストはその省エネルギー効果をもってしても、健康リスク増加の大きさから、その使用の意義は否定されるであろうことが示された。

## 第 6 章 参考文献

- 1) Guinée,J. and Heijungs,R.: A proposal for the classification of toxic substances within the framework of life cycle assessment of products, *Chemosphere*, Vol.26, No.10, pp.1925~1944 (1993)
- 2) Guinée,J., Heijungs,R., van Oers,L., van de Meent,D., Vermeire,T. and Rikken,M.: LCA impact assessment of toxic releases. Generic modelling of fate, exposure and effect for ecosystems and human beings with data for about 100 chemicals, *VROM, Product policy* 1996/21 (1996)

- 3) Jolliet,O. and Crettaz,P.: Fate coefficients for the toxicity assessment of air pollutants, *Int. J. of Life Cycle Assessment*, Vol.2, No.2, pp.104~110 (1997)
- 4) Heijungs,R., Guinée,J.B., Huppes,G., Lankreijer,R.M., Udo de Haes,H.A., Wegener Sleeswijk,A., Ansems,A.M.M., Eggels,P.G., van Duin,R. and de Goede,H.P.: *Environmental Life Cycle Assessment of Products. II :Backgrounds* - October 1992. CML, Leiden, pp.88~97 (1992)
- 5) Mayerhofer,P., Krewitt,W. and Friedlich,R.: *ExternE Core Project, Extension of the Accounting Framework Final Report*, pp.4~5 (1997)
- 6) RIVM, VROM, WVC: *Uniform system for the evaluation of substances (USES). Version 1.0*, National Institute of Public Health and the Environment Protection (RIVM), Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment (VROM), Ministry of Welfare, Health and Cultural Affairs (WVC). The Hague, Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment. Distribution No.11144/550 (1994)
- 7) EC: *The European Union System for the Evaluation of Substances (EUSES)*, National Institute of Public Health and the Environmental Protection (RIVM), the Netherlands. Available from the European Chemicals Bureau (EC/JRC), Ispra, Italy (1996)
- 8) U.S.EPA: *Airborne asbestos health assessment update*, EPA/600/8-84/003F, PB86-242864 (1986)
- 9) Occupational Safety and Health Administration, U.S. Department of Labor: *Federal Register*, Vol.51, No.119, pp.22612~22790 (1986)
- 10) アスベスト発生源対策検討会, 環境庁大気保全局大気規制課監修: *アスベスト排出抑制マニュアル増補版, ぎょうせい* (1988)
- 11) 中地重晴: 被災地のアスベスト汚染の現状と教訓, *労働の科学*, 50 巻, 12 号, pp.23~26 (1995)
- 12) Moriguchi,Y. and Kondo,Y.: *Inventory analysis and impact assessment towards comprehensive LCA of automobiles*, *Proceedings of The Third International Conference on EcoBalance*, pp.101~104 (1998)
- 13) Terazono,A., Moriguchi,Y., Sakai,S. and Takatsuki,H.: *Environmental impact assessment of sprayed-on asbestos in buildings*, *J. of Material Cycles and Waste Management*, Vol.2, No.2 (in press)
- 14) Wadden,R.A. and Scheff,P.A.: *Indoor Air Pollution*, John Willey & Sons, p70 (1992)
- 15) 寺園 淳, 酒井伸一, 高月 紘: 阪神・淡路大震災における建築物解体に伴うアスベスト飛散に関する検討, *大気環境学会誌*, Vol.34, No.3, pp.192~210 (1999)
- 16) U.S.EPA: *Federal Register*, Vol.54, No.6, p921 (1989)
- 17) U.S.EPA: *National Emission Standards for Asbestos –Background Information for Proposed Standards, Draft* (1990)
- 18) U.S.EPA: *Asbestos emission estimate for milling, manufacturing, fabricating, demolition, renovation, and waste disposal*, Docket No. A-88-28 (1988)
- 19) 浮遊粒子状物質対策検討会, 環境庁大気保全局大気規制課監修: *浮遊粒子状物質汚染予測マニュアル*, 東洋館出版社 (1997)
- 20) 寺園 淳: 異種の環境問題間の重みづけ方法, *環境科学会 1997 年会講演要旨集*, pp.242~243 (1997)
- 21) 寺園 淳: *ライフサイクルアセスメント –インパクトアセスメントにおける環境影響の重みづけ方法–*, *安全工学*, Vol.35, pp.399~409 (1996)
- 22) Owens,J.W.: *LCA impact assessment categories –Technical feasibility and accuracy*. *Int. J. LCA* 1(3), 151–158 (1996)
- 23) Steen,B.: *EPS-Default valuation of environmental impacts from emission and use of resources*, version 1996, AFR Report 111, Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm (1996)
- 24) Ahbe,S., Braunschweig,A. and Müller-Wenk,R.: *Methodik für Oekobilanzen*, *Schriftenreihe Umwelt* Nr.133, BUWAL, Bern (1990)
- 25) Goedkoop,M.: *The Eco-indicator 95, Final report (in English)*, NOH report 9523, Amersfoort (1995)

- 26) 永田勝也, 藤井美文: 技術のライフサイクルアセスメント手法, 人間活動による環境インパクトの定量化手法, 文部省科学研究費重点領域研究「人間地球系」E11 計画研究班, pp.39～58 (1996)
- 27) 松橋啓介, 森口祐一, 寺園 淳, 田辺 潔: 問題領域と保護対象に基づく環境影響総合評価の枠組み, 環境科学会誌 (2000) (印刷中)
- 28) 高月 紘, 酒井伸一, 糸川嘉則: アスベストによる室内環境汚染と削減対策について, 大気汚染学会誌, Vol.24, No.1, pp.28～36 (1989)
- 29) 神山宣彦: アスベストの環境問題の現状と対策, Vol.29, No.3, pp.38～42 (1988)
- 30) Mossman,B.T., Bignon,J., Corn,M., Seaton,A. and Gee,J.B.L.: Asbestos: Scientific developments and implications for public policy, Science, Vol.247, pp.294～301 (1990)
- 31) 村山武彦: アスベストによる居住環境汚染のリスクアセスメントに関する研究, 環境科学会誌, Vol.4, No.2, pp.79～101 (1991)
- 32) Kishimoto,A.: A comparative analysis of cost-effectiveness of risk reduction policies in Japan, Japanese J. of Risk Analysis, Vol.8, No.2, pp.165～173 (1997)
- 33) U.S.EPA: Guidance for controlling asbestos-containing materials in buildings, EPA560/5-85-024, PB86-116522, p1-4 (1985)
- 34) U.S.EPA: 40 CFR 61.145 (Federal Register Vol.55, No.224, p48420) (1990)
- 35) 環境庁大気保全局大気規制課: 平成 7 年度未規制大気汚染物質モニタリング調査結果, 官公庁公害専門資料, 第 32 巻, 第 2 号, pp.130～133 (1997)
- 36) Tengs,T.O., Adams,M.E., Pliskin,J.S., Safran,D.G., Siegel,J.E., Weinstein,M.C. and Graham,J.D.: Five-hundred life-saving interventions and their cost-effectiveness, Risk Analysis, Vol.15, No.3, pp.369～390 (1995)
- 37) Van Houtven,G. and Cropper,M.L.: When is a life too costly to save? The evidence from U.S. environmental regulations, J. of Environmental Economics and Management, Vol.30, pp.348～368 (1996)
- 38) 寺園 淳, 高月 紘, 酒井伸一: アスベスト対策におけるリスクインデックス, 日本リスク研究学会誌, Vol.5, No.2, pp.36～42 (1994)
- 39) Paull,J.M., Corn,M., Lee,P.S.J. and Breysse,P.N.: Non-occupational exposure to asbestos in buildings: A practical risk management program, Am. Ind. Hyg. Assoc. J., Vol.47, No.8, pp497～504 (1986)
- 40) Irving,K.F., Alexandar,R.G. and Bavyly,H.: Asbestos exposures in Massachusetts, Am. Ind. Hyg. Assoc. J., Vol.41, pp.270～276 (1980)
- 41) U.S.EPA: Airborne asbestos levels in schools, EPA560/5-83-003 (1983)
- 42) Findley,M.E., Rose,V.E., Cutter,G.R. and Windsor,R.A.: An assessment of the environmental protection agency's asbestos hazard evaluation algorithm, Amer. J. Public Health, Vol.73, No.10, pp.1179～1181 (1983)
- 43) U.S.EPA: Federal Register, Vol.52, No.210, p41838 (1987)
- 44) U.S.EPA: 40 CFR Part763 (Asbestos-Containing Materials in Schools) (1987)
- 45) U.S.EPA: Guidance for controlling asbestos-containing materials in buildings, EPA 560/5-85-024 (1985)
- 46) U.S.EPA: Management asbestos in place, A building owner's guide to operations and maintenance program for asbestos-containing materials (1990)
- 47) 資源協会編: 家庭生活のライフサイクルエネルギー, あんほるめ (1994)
- 48) Guinée,J.: Data for the normalization step within life cycle assessment of products, CML paper No.4, CML, Leiden, The Netherlands (1993)
- 49) 中西準子: 環境リスク論, 岩波書店, pp.140～141 (1995)
- 50) 資源エネルギー庁長官官房企画調査課編: 総合エネルギー統計 平成 10 年度版, 通商産業研究社 (1999)

- 51) 通商産業省監修, 優良断熱建材研究委員会編: 省エネルギーのための建材, 大蔵省印刷局 (1980)
- 52) 化学経済研究所: 新規素材の導入に伴う省エネルギー効果の分析について (1981)
- 53) 日本エネルギー経済研究所エネルギー計量分析センター編: EDMC/エネルギー・経済統計要覧 (1996 年版), 財団法人省エネルギーセンター (1996)

## 第7章 結論

### 7-1 本研究の総括

本研究は、使用段階や廃棄段階におけるアスベストによる環境汚染防止対策の効果を、アスベスト飛散防止の観点から論じること、ならびにそれらの対策の有効性について、コスト対効果や他の環境問題とのバランスを含めて、可能な限り総合的な評価を試みることを目的として実施した。

第2章では、アスベストの基本的特性を紹介した。一般的に産業利用されていたのはクリソタイル、クロシドライト及びアモサイトの3種類であったが、クリソタイルが利用量のほとんどを占めており、クロシドライトとアモサイトの国内使用は禁止された。アスベストはその繊維状構造から耐熱性、耐薬品性、引張強さなどに優れていたため、1970年代から1980年代にかけて20万t規模以上で国内に輸入され、建築材料などに使用されていた。アスベスト暴露との関連が確認されている疾患はアスベスト肺、肺がん及び中皮腫などであり、特に肺がんや中皮腫に対してリスクアセスメント研究などが行われてきた。また、アスベストの環境中濃度や、国内外の規制動向及び代替化についても述べた。

第3章では、アスベスト研究の基礎となる測定分析方法について、文献レビューを中心にまとめた。まず、大気中アスベストの測定分析方法について、国内ではJIS法などとして定められている位相差顕微鏡法や透過型電子顕微鏡法を中心に紹介した。また、固体中アスベストはX線回折法や透過型電子顕微鏡法が、水中アスベストは透過型電子顕微鏡法が主要な方法であることを紹介した。さらに、大気中アスベストのモニタリングに関して、除去対策現場において繊維状エアロゾルモニターによるリアルタイムモニタリングが有用である可能性を示した。

第4章ではまず、アスベスト建材として、吹付けアスベストと石綿セメント製品（石綿スレート）の2つを取り上げ、京都大学で行った例を中心に解体・改修時などのアスベスト飛散とその対策について述べた。吹付けアスベストについては、除去工法の結果得られた工事前後の室内アスベスト汚染の削減効果などについてまとめた。石綿スレートについては、解体工事の内容によって、アスベスト飛散の度合いに影響していることが示された。これらはともに、アスベストの飛散を防ぐために現場に応じて慎重な除去や解体作業が必要であることを示しているものである。阪神・淡路大震災では、地震発生後に被災地の広範囲でアスベストの一般環境濃度が上昇したが、非除去解体からは多量のアスベストが飛散していたことが実測によって示された。また、被災地の推定アスベスト蓄積量及び飛散量から、プルーム・パフモデルを用いて、環境庁モニタリングの各測定点におけるアスベスト濃度上昇の寄与を試算した結果、アスベスト濃度の試算値と実測値の間には弱い正の相関関係がみられた。

第5章では、アスベスト廃棄物の発生および性状について考察した後、ラボプラント及び実証プラントなどを用いた溶融処理実験を中心として、アスベスト廃棄物の処理対策について述べた。アスベスト廃棄物は窯業・土石製品の製造業や建築物の解体現場から発生する。飛散性の高いアスベスト廃棄物である廃石綿等としては、年間数千tから1万t近く発生している。最も典型的なものは吹付けアスベストの除去工事に伴って発生する廃棄物であって、飛散防止剤としてHgなどの有害金属を有する場合があります。注意が必要であった。アスベスト廃棄物の処理対策として溶融処理を行うために、状態図やX線回折法を用いてアスベストの溶融特性を調べ、クリソタイルが1,500℃でフォーステライトに変化したことなどを示した。また、ラボプラントや実証プラントを用いた溶融実験を行った結果、良好な溶融スラグが得られ、結晶構造の変化、非繊維形態化、高い処理効率が示されたことによって溶融処理の安全性が確認された。このとき、排ガスや排水の処理対策が必要とされたが、集じん設備を用いるなどの対策によって、系外へのアスベストの排出を十分に抑えることができた。

第6章では、吹付けアスベスト除去対策や廃棄物対策の有効性などに関する課題を取り上げ、リスクマネジメント（リスクアセスメントを含む）やライフサイクルアセスメントの手法を利用しながら環境への影響の総合的な評価を試み、対策のあり方などを議論した。まず、ライフサイクルアセスメ

ント手法について、健康リスクを取り上げることが困難とされているパルス-フラックス問題に対処するために簡易型暴露評価モデルを開発し、都市部ではおよそ  $10^{-4}$ 、都市圏外ではおよそ  $10^{-5}$  という暴露係数を求めた。また、環境問題を多面的にとらえ、複数の環境問題間のトレードオフに対処するために比較リスク評価手法を用いて、有害化学物質汚染などの問題の重要度を得た。次に、吹付けアスベストの除去工事は行うべきか、行うとすればいつすべきか（即時か建物解体時でよい）、という課題に対して、健康リスクと対策コストを試算した上で、コスト対リスクの分析を行って検討した。使用者や周辺の住民に対する暴露（不特定多数への暴露）が他と比較して大きいこと、住民に対しては都市部での建物解体段階のような防護対策が困難な暴露（難制御条件での暴露）が大きいこと、ならびにこれらを生じる非除去解体が最もリスクの大きいシナリオであることがわかった。即時除去シナリオの CPLS は  $10^9$  円（10 億円）を超えていたが、使用者の人数が多い場合などに即時除去の必要性が認められた。また、複数の現場における建築物中の吹付けアスベストに対して対策の優先順位付けを行うために、米国のリスクインデックス使用の変遷と京都大学における事例を紹介した。さらに、対策実施に伴うエネルギー消費など他の環境問題に対する負の影響を考慮しても、アスベスト廃棄物の溶融処理は行うべきか、という課題について検討した。不適正処分が多いと考えた場合に、健康リスク削減のための溶融によるエネルギー消費については正当化されることが示唆された。最後に、異なる環境問題間のトレードオフに対する評価を、処理処分段階に限らず、ライフサイクルでの評価に拡張した。吹付けアスベストはその省エネルギー効果をもってしても、健康リスク増加の大きさから、その使用の意義は否定されるであろうことが示された。

## 7-2 今後の研究課題

今後の研究課題としては、評価手法を中心として多数挙げられる。

第 4 章のアスベスト飛散防止対策に関連して、石綿スレートの解体に伴うアスベスト飛散量の定式化、及びそれに基づく飛散量の試算と健康リスク増加の推定がある。影響が大きいと考えられた場合は、石綿スレートの解体にあたって、将来吹付けアスベストに準じた規制が必要になるかも知れない。その判断材料とすべき知見はまだ不足している。

第 5 章の溶融処理については本文でも述べたような、溶融スラグの評価・分析方法の確立、溶融処理システム稼動に向けた基盤整備がある。また、添加剤による融点低下の効果も十分把握する必要がある。

第 6 章で論じた LCA における健康リスクの取扱いについて、本研究では簡易型暴露評価モデルを開発したことによってこの問題を容易にしたが、未解決の課題は多数残っている。まず、暴露係数の算定方法の改良に向けて、環境中での沈着や反応を含めたり、大気以外の環境媒体経由の暴露を如何に考慮するかという点は克服が望まれる。これらに対処するためには、拡散モデルの改良、より精度の高い環境マルチメディアモデルの開発、あるいは前提条件を変化させた感度解析などが必要となる。また、暴露に関する地域分布の問題がある。暴露側には人口分布が存在するとともに、健康リスクの増加が生じる場合は受益者と受苦者の乖離がしばしば生じる。このような地域性の問題は、既存の LCA 手法のみでとらえることは不可能であり、環境モデルを用いたリスクアセスメント的な手法その他との組合せが必要であろう。さらに、様々な毒性を有する物質に関して、暴露量のみで毒性を表現することが適当かという問題がある。本研究で暴露量を健康リスクに換算した方法は、対象とする物質の毒性に閾値がないこと、量反応関係が線形であることを前提としている。これらの前提が適さない場合については、暴露量のみでなく別の指標も合わせた健康リスクの表現が必要になるであろう。

同じく第 6 章に関連して、様々な有害物質による健康リスク削減対策効果に関して、今後は評価事例の蓄積が期待される。すなわち、CPLS や CPLYS などを用いた評価事例の蓄積を通じて、優先すべ

き対策を定量的に把握及び決定する仕組みの確立が求められる。アスベストの代替化の例だけを見ても定量的な判断なく代替化された用途が多く、それらはアスベストの有害性を考えれば概ね妥当なものであったとしても、場合によっては代替化によるリスクの増減が拮抗または逆転する場合がないとはいえない。例えば、アスベストの代替化によって削減された健康リスクは、建材における火災の被害や、自動車のブレーキにおける制動距離の増加の可能性まで考慮する必要があるかも知れないということである。また、水道管についても、石綿セメント管以外の塩ビ管、鉛管や鋳鉄管などを見ても、健康上の影響がないものを見出す方が難しいほどである。アスベスト関係のみならず、このような代替製品間のリスク比較は今後大いに検討する必要があるだろう。

さらに最近深く考えさせられたのが、最終処分場での硫化水素ガス発生による作業員死亡事故である。この原因として、処分された石膏ボード中の硫黄分が土壌中の嫌気性下で硫化水素になったものと報じられている。当該石膏ボードが石綿スレートを含む他の類似製品の中で選択されたものかどうかは不明であるが、処分場でのこのような影響まで使用以前の段階で想定されていなかったことは相違ないであろう。本研究では、時間、空間、環境問題間の付け回しを防ぐことを念頭に置いた総合的な評価の必要性を述べたが、意図的、非意図的を問わず、廃棄段階はとりわけ我々の想像の及ばない現象が生じやすい。その意味で、時間的な（廃棄段階への）付け回しを防ぐための事前評価を慎重に行うべきことは、非常に大きな研究課題といえる。

## 謝辞

本研究は、筆者が京都大学環境保全センターに学生・院生として在学中、その後の助手としての奉職中、また国立環境研究所への奉職中を通じて実施したものであります。

高月紘京都大学環境保全センター教授におかれましては、筆者の在学中より本研究を始める機会を与えて頂いたほか、環境保全に携わる研究者としての模範を示されながら、研究内容に関する終始一貫した精力的なご教授を賜りました。また、研究活動全般に対しまして、常に適切かつ懇切丁寧なご助言やご支援を頂きましたことに、心から厚く感謝申し上げます。

さらに、論文のとりまとめにあたっては、武田信生京都大学大学院工学研究科環境工学専攻教授ならびに森澤眞輔京都大学大学院工学研究科環境地球工学専攻教授から、多くの有益かつ貴重なご教示を賜りました。大変ご多忙のなかご指導頂きましたことに、深く感謝申し上げます。

酒井伸一京都大学環境保全センター助教授には、在学中研究室に配属されてから、右も左もわからぬ筆者に対して、きめ細かい熱心なご指導を頂きました。奉職中も含めて、しばしば悩み停滞した筆者の研究を、厳しさと温かさをもって常に励まし支えて頂きましたことは感謝の念に耐えません。同時に、社会に必要とされる研究の意義を学んだことは大きな財産となりました。

国立環境研究所社会環境システム部に奉職させて頂いてからは、後藤典弘前部長ならびに森田恒幸部長の温かな励ましと多大なご配慮によって、拙論文を執筆する機会を頂戴致しました。また、同部の乙間末広資源管理研究室元室長におかれましては、筆者の研究を継続する場を与えて頂いたほか、第6章のライフサイクルアセスメントに関するご指導、ならびに研究姿勢に関する様々なご助言やご支援を頂きました。

第4章や第6章における大気拡散モデルの計算の多くは、森口祐一国立環境研究所社会環境システム部資源管理研究室長によるご指導で実施できたものです。第6章の評価手法全般に関する広く深いご指導も含めて、今後発展のある研究の方向性について貴重な洞察を与えて下さいました。また、比較リスク評価手法に関する部分は、森口室長のみならず、松橋啓介国立環境研究所地域環境研究グループ研究員をはじめとする国立環境研究所内外の多くの方々との議論を重ねてきたものであります。

第4章では、多くの方の犠牲が生じた阪神・淡路大震災を取り上げました。地震から数ヶ月経てもなお被災地での生活に多大な支障があるなか、被災地の外から研究目的で被災地を訪れることに思い悩むことがあったのも事実です。そのような状況で、被災自治体のご担当者の方々には温かな励ましと研究協力へのご快諾を頂いたことによって、本論文に記した成果を得ることができました。それとともに、様々な形で被災地の方々が傷ついたことは忘れることはできません。

第5章で実施した溶融処理実験は、大阪ガス株式会社開発研究所や分析センターの皆様方のご協力がなければ実施できなかったものです。同社開発研究所の常深武志様（現大阪ガスエンジニアリング株式会社）や藤井岳様（現大阪ガス株式会社エンジニアリング部）には多くのご配慮とご協力のみならず、社会人としての貴重な体験やご指導を与えて頂きました。また、同社分析センターの西谷慎一様には分析上の多くのご協力を頂きました。

さらに第5章の溶融処理実験は、東京電力株式会社、東電環境エンジニアリング株式会社、株式会社エイチイーシーの方々のご理解とご協力を頂戴致したものであります。厚く感謝申し上げます。

研究全体を進めるにあたっては京都大学環境保全センターの方々から多くのご協力を頂き、特に第5章では小川眞佐子さんならびに第4章の実験では小林純一郎君に大変お世話になりました。また、国立環境研究所では多くの方々のご指導やご協力、ならびにご配慮を頂戴致しました。

このほかにも多くの方々のご協力を頂戴して、本研究を取りまとめることができました。筆者の研究を支えて下さいました皆様方に対しまして厚くお礼を申し上げますとともに、浅慮な筆者の迷走によってご迷惑をおかけしたことについて深謝致します。今後ますます社会に役立つ研究を進展させるべく努力する所存であり、これをもって皆様への感謝の記しに代えさせていただきます。



## Appendix ユニットリスクの算定

p15に示したアスベスト濃度1f/Lあたりのユニットリスクの算定方法を示す。算定方法の詳細は、肺がん・男性、肺がん・女性、中皮腫・男性、中皮腫・女性の順にp172からp179に示すとおりである。

結果を要約すると下表のようになり、10万人あたりの過剰死亡数は21.59、同じく損失余命は448.63年である。すなわち、1人あたりの数値に直すと、アスベスト濃度1f/Lあたりの過剰死亡数は $2.2 \times 10^{-4}$ 、同じく損失余命は $4.5 \times 10^{-3}$ 年となる。

付表 アスベスト濃度1f/Lあたりのユニットリスク算定結果のまとめ

	10万人あたり アスベストによる 過剰死亡数	10万人あたり アスベストによる 損失余命(年)
肺がん・男	7.49	111.47
肺がん・女	2.06	41.22
中皮腫・男	15.97	319.90
中皮腫・女	17.66	424.67
肺がん	4.77	76.35
中皮腫	16.81	372.28
男	23.46	431.38
女	19.71	465.89
全体平均	21.59	448.63

使用した肺がんのモデル

$I_A = I_U \cdot (1 + K_L \cdot f \cdot d)$

I<sub>A</sub>: 肺がん発生率

I<sub>U</sub>: 平均の肺がん発生率

K<sub>L</sub>: 定数

f: 暴露濃度

d<sub>t-10</sub>: 暴露期間(暴露開始からt-10の時点までの間に暴露した年数)

肺がん・男性

	A	B	$A \times B / 10^5 \times$ $K_L \times f \times d_{t-10} \times$ 暴露時間補正	C	$A \times B / 10^5 \times$ $K_L \times f \times d_{t-10}$ $\times$ 暴露時間 補正 $\times C$	d <sub>t-10</sub>
年齢	10万人あたり 生存数	10万人あたり 肺がん過剰 死亡数	10万人あたり アスベストによ る肺がん過剰 死亡数	平均余命 (年)	10万人あたり アスベストに よる損失余命 (年)	暴露開始から t-10の時点ま での間に暴露 した期間(年)
0	100000	0	0	76.46	0	0
1	99547	0	0	75.80	0	0
2	99481	0	0	74.85	0	0
3	99433	0	0	73.89	0	0
4	99397	0	0	72.92	0	0
5	99370	0	0	71.94	0	0
6	99347	0	0	70.95	0	0
7	99325	0	0	69.97	0	0
8	99305	0	0	68.98	0	0
9	99287	0	0	67.99	0	0
10	99270	0	0	67.01	0	0
11	99254	0	0	66.02	0	1
12	99239	0	0	65.03	0	2
13	99224	0	0	64.04	0	3
14	99206	0	0	63.05	0	4
15	99183	0.1	2.0886E-05	62.06	0.00129616	5
16	99152	0.1	2.5055E-05	61.08	0.00153036	6
17	99109	0.1	2.9218E-05	60.11	0.00175630	7
18	99056	0.1	3.3374E-05	59.14	0.00197375	8
19	98993	0.1	3.7522E-05	58.18	0.00218304	9
20	98925	0.1	4.1663E-05	57.22	0.00238394	10
21	98853	0.1	4.5796E-05	56.26	0.00257646	11
22	98782	0.1	4.9923E-05	55.30	0.00276074	12
23	98713	0.1	5.4045E-05	54.34	0.00293683	13
24	98643	0.1	5.8161E-05	53.37	0.00310408	14
25	98574	0.3	0.00018682	52.41	0.00979106	15
26	98506	0.3	0.00019913	51.45	0.01024543	16
27	98437	0.3	0.00021143	50.48	0.01067305	17
28	98368	0.3	0.00022371	49.52	0.01107820	18
29	98296	0.3	0.00023597	48.55	0.01145620	19
30	98222	1.2	0.00099280	47.59	0.04724725	20
31	98147	1.2	0.00104164	46.63	0.04857175	21
32	98071	1.2	0.00109040	45.66	0.04978760	22
33	97993	1.2	0.00113906	44.70	0.05091578	23
34	97911	1.2	0.00118759	43.73	0.05193310	24
35	97824	2.6	0.00267793	42.77	0.11453515	25
36	97729	2.6	0.00278234	41.81	0.11632983	26
37	97628	2.6	0.00288637	40.86	0.11793715	27
38	97519	2.6	0.00298993	39.90	0.11929831	28
39	97402	2.6	0.00309300	38.95	0.12047237	29
40	97275	6.4	0.00786581	38.00	0.29890063	30
41	97136	6.4	0.00811639	37.05	0.30071207	31
42	96984	6.4	0.00836509	36.11	0.30206354	32
43	96814	6.4	0.00861138	35.17	0.30286230	33
44	96626	6.4	0.00885510	34.24	0.30319876	34
45	96418	14.3	0.02032371	33.31	0.67698275	35
46	96182	14.3	0.02085322	32.39	0.67543578	36
47	95917	14.3	0.02137342	31.48	0.67283542	37
48	95626	14.3	0.02188449	30.58	0.66922765	38
49	95309	14.3	0.02238594	29.68	0.66441469	39
50	94962	25.9	0.04143338	28.78	1.19245272	40
51	94579	25.9	0.04229793	27.90	1.18011224	41
52	94157	25.9	0.04313626	27.02	1.16554161	42

53	93694	25.9	0.04394614	26.15	1.14919166	43
54	93194	25.9	0.04472817	25.29	1.13117551	44
55	92656	47.1	0.08270804	24.43	2.02055747	45
56	92073	47.1	0.08401403	23.58	1.98105077	46
57	91436	47.1	0.08524654	22.74	1.93850629	47
58	90738	47.1	0.08639570	21.92	1.89379370	48
59	89968	47.1	0.08744718	21.10	1.84513556	49
60	89114	104.5	0.19609793	20.30	3.98078793	50
61	88169	104.5	0.19789880	19.51	3.86100552	51
62	87126	104.5	0.19939221	18.74	3.73660996	52
63	85989	104.5	0.20057455	17.98	3.60633044	53
64	84759	104.5	0.20143579	17.23	3.47073874	54
65	83434	202.3	0.39096908	16.50	6.45098976	55
66	82017	202.3	0.39131686	15.77	6.17106689	56
67	80511	202.3	0.39099097	15.06	5.88832405	57
68	78909	202.3	0.38993407	14.35	5.59555396	58
69	77198	202.3	0.38805628	13.66	5.30084877	59
70	75362	316.1	0.60196180	12.98	7.81346418	60
71	73390	316.1	0.59598042	12.32	7.34247874	61
72	71282	316.1	0.58835146	11.67	6.86606150	62
73	69023	316.1	0.57889480	11.03	6.38520964	63
74	66599	316.1	0.56743086	10.41	5.90695522	64
75	64001	454.6	0.79647164	9.820	7.82135155	65
75歳まで 累計		4059.1	7.48707920		111.4747018	
	1995年生命表 より	1995年人口 動態統計より		1995年生 命表より		

#### パラメータ

項目	数値	単位	備考
KL	0.01	-	週40時間の労働暴露に対する数値
濃度(f)	0.0010	f/mL	
暴露期間(dt-10)	75	年	
暴露時間補正	4.21	-	

注: 暴露時間補正について

U.S.EPA(第2章文献26)やEnterlineは一般環境を24時間×週7日(年365日)、労働環境を8時間×週5日(年260.7日)として計算しており、労働環境暴露に対する一般環境暴露の時間の比は4.2としている。

(Enterline, P.E.: Extrapolation from occupational studies: A substitute for environmental epidemiology, Environ. Health Perspect., Vol.42, pp39~44 (1981))

本論文でもこれにしたがって労働環境を年260日として計算したが、以下のように異なる暴露時間補正を行っている例もある。

U.S.EPAのIRIS(第2章文献31)では、一般環境を20m<sup>3</sup>/24時間すなわち週140m<sup>3</sup>、労働環境を10m<sup>3</sup>/8時間すなわち週50m<sup>3</sup>と計算しており、労働環境暴露に対する一般環境暴露の時間の比は2.8。

National Research Council(第2章文献24)は一般環境を24時間×年365日、労働環境を8時間×年240日として計算しており、労働環境暴露に対する一般環境暴露の時間の比は4.56。

使用した肺がんのモデル(再掲)

$$I_A = I_U \cdot (1 + K_L \cdot f \cdot d)$$

$I_A$ : 肺がん発生率

$I_U$ : 平均の肺がん発生率

$K_L$ : 定数

$f$ : 暴露濃度

$d_{t-10}$ : 暴露期間(暴露開始から $t-10$ の時点までの間に暴露した年数)

肺がん・女性

	A	B	$A \times B / 10^5 \times$ $K_L \times f \times d_{t-10} \times$ 暴露時間補正	C	$A \times B / 10^5 \times$ $K_L \times f \times d_{t-10}$ $\times$ 暴露時間 補正 $\times C$	$d_{t-10}$
年令	10万人あたり 生存数	10万人あたり 肺がん過剰 死亡数	10万人あたり アスベストによ る肺がん過剰 死亡数	平均余命 (年)	10万人あたり アスベストに よる損失余命 (年)	暴露開始から $t-10$ の時点ま での間に暴露 した期間(年)
0	100000	0	0	82.96	0	0
1	99618	0	0	82.28	0	0
2	99562	0	0	81.33	0	0
3	99522	0	0	80.36	0	0
4	99495	0	0	79.38	0	0
5	99476	0	0	78.40	0	0
6	99459	0	0	77.41	0	0
7	99444	0	0	76.42	0	0
8	99431	0	0	75.43	0	0
9	99420	0	0	74.44	0	0
10	99410	0	0	73.45	0	0
11	99400	0	0	72.45	0	1
12	99391	0	0	71.46	0	2
13	99381	0	0	70.47	0	3
14	99369	0	0	69.48	0	4
15	99356	0	0	68.49	0	5
16	99341	0	0	67.50	0	6
17	99323	0	0	66.51	0	7
18	99302	0	0	65.52	0	8
19	99280	0	0	64.45	0	9
20	99256	0.1	4.1802E-05	63.55	0.00265652	10
21	99230	0.1	4.5970E-05	62.57	0.00287636	11
22	99202	0.1	5.0135E-05	61.59	0.00308782	12
23	99174	0.1	5.4298E-05	60.60	0.00329044	13
24	99148	0.1	5.8459E-05	59.62	0.00348534	14
25	99122	0.1	6.2618E-05	58.64	0.00367194	15
26	99095	0.1	6.6775E-05	57.65	0.00384957	16
27	99066	0.1	7.0927E-05	56.67	0.00401946	17
28	99035	0.1	7.5076E-05	55.69	0.00418099	18
29	99001	0.1	7.9220E-05	54.70	0.00433333	19
30	98966	0.9	0.00075024	53.72	0.04030281	20
31	98928	0.9	0.00078745	52.74	0.04153000	21
32	98887	0.9	0.00082460	51.77	0.04268972	22
33	98843	0.9	0.00086170	50.79	0.04376584	23
34	98795	0.9	0.00089873	49.81	0.04476577	24
35	98745	1.7	0.00176744	48.84	0.08632180	25
36	98693	1.7	0.00183717	47.86	0.08792697	26
37	98639	1.7	0.00190679	46.89	0.08940923	27
38	98579	1.7	0.00197621	45.92	0.09074736	28
39	98513	1.7	0.00204541	44.95	0.09194136	29
40	98439	3.8	0.00472621	43.98	0.20785862	30
41	98358	3.8	0.00487973	43.02	0.20992596	31
42	98272	3.8	0.00503274	42.05	0.21162654	32
43	98176	3.8	0.00518494	41.09	0.21304914	33
44	98071	3.8	0.00533634	40.14	0.21420088	34
45	97953	7.2	0.01039583	39.19	0.40741247	35
46	97821	7.2	0.01067844	38.24	0.40834360	36
47	97675	7.2	0.01095868	37.29	0.40864933	37
48	97514	7.2	0.01123631	36.35	0.40843998	38
49	97341	7.2	0.01151155	35.42	0.40773898	39
50	97154	12.3	0.02013106	34.49	0.69432013	40
51	96953	12.3	0.02059164	33.56	0.69105552	41
52	96737	12.3	0.02104688	32.63	0.68675979	42

53	96505	12.3	0.02149632	31.71	0.68164836	43
54	96256	12.3	0.02193948	30.79	0.67551665	44
55	95990	18.2	0.03310935	29.87	0.98897631	45
56	95705	18.2	0.03374463	28.96	0.97724437	46
57	95400	18.2	0.03436833	28.05	0.96403157	47
58	95075	18.2	0.03497999	27.14	0.94935704	48
59	94723	18.2	0.03557654	26.24	0.93352836	49
60	94338	26.5	0.05264333	25.35	1.33450830	50
61	93912	26.5	0.05345372	24.46	1.30747792	51
62	93445	26.5	0.05423081	23.58	1.27876240	52
63	92938	26.5	0.05497381	22.71	1.24845523	53
64	92390	26.5	0.05568079	21.84	1.21606841	54
65	91794	41.8	0.08887795	20.98	1.86465943	55
66	91146	41.8	0.08985509	20.12	1.80788445	56
67	90441	41.8	0.09075222	19.28	1.74970283	57
68	89676	41.8	0.09156327	18.44	1.68842662	58
69	88837	41.8	0.09227052	17.61	1.62488378	59
70	87912	64.4	0.14306258	16.79	2.40202070	60
71	86883	64.4	0.14374452	15.98	2.29703735	61
72	85739	64.4	0.14417725	15.18	2.18861068	62
73	84465	64.4	0.14432580	14.41	2.07973478	63
74	83043	64.4	0.14414834	13.64	1.96618334	64
75	81455	109	0.24305154	12.90	3.13536484	65
75歳まで 累計		994	2.05799753		41.22431729	
	1995年生命表 より	1995年人口 動態統計より		1995年生 命表より		

パラメータ

項目	数値	単位	備考
KL	0.01	-	週40時間の労働暴露に対する数値  (24 × 365)/(8 × 260)
濃度(f)	0.0010	f/mL	
暴露期間(dt-10)	75	年	
暴露時間補正	4.21	-	

使用した中皮腫のモデル

$$I=K_M \cdot f \cdot (t-10)^3$$

$$I=0$$

I: 中皮腫発生率

K<sub>M</sub>: 定数

f: 暴露濃度[f/mL]

t: 暴露開始からの期間[年]

k: 定数

d: 暴露期間[年]

t>10のとき

10>tのとき

中皮腫・男性

	A	t	$A \times K_M \times f \times (t-10)^3 \times \text{暴露時間補正}$ (t>10のときの計算式)	C	$A \times K_M \times f \times (t-10)^3 \times \text{暴露時間補正}$ $\times C$	d
年齢	10万人あたり 生存数	暴露開始か らの期間(年)	10万人あたり アスベストに よる中皮腫 過剰死亡数	平均余命 (年)	10万人あた りアスベスト による損失 余命(年)	暴露期間(年)
0	100000	0	0	76.46	0	0
1	99547	1	0	75.80	0	1
2	99481	2	0	74.85	0	2
3	99433	3	0	73.89	0	3
4	99397	4	0	72.92	0	4
5	99370	5	0	71.94	0	5
6	99347	6	0	70.95	0	6
7	99325	7	0	69.97	0	7
8	99305	8	0	68.98	0	8
9	99287	9	0	67.99	0	9
10	99270	10	0	67.01	0	10
11	99254	11	4.18012E-06	66.02	0.00027597	11
12	99239	12	3.34359E-05	65.03	0.00217434	12
13	99224	13	0.00011283	64.04	0.00722558	13
14	99206	14	0.00026740	63.05	0.01685946	14
15	99183	15	0.00052214	62.06	0.03240409	15
16	99152	16	0.00090198	61.08	0.05509282	16
17	99109	17	0.00143169	60.11	0.08605869	17
18	99056	18	0.00213595	59.14	0.12632021	18
19	98993	19	0.00303929	58.18	0.17682615	19
20	98925	20	0.00416626	57.22	0.23839365	20
21	98853	21	0.00554126	56.26	0.31175140	21
22	98782	22	0.00718890	55.30	0.39754606	22
23	98713	23	0.00913367	54.34	0.49632347	23
24	98643	24	0.01139964	53.37	0.60839881	24
25	98574	25	0.01401125	52.41	0.73432969	25
26	98506	26	0.01699274	51.45	0.87427645	26
27	98437	27	0.02036788	50.48	1.02817077	27
28	98368	28	0.02416085	49.52	1.19644507	28
29	98296	29	0.02839471	48.55	1.37856311	29
30	98222	30	0.03309326	47.59	1.57490817	30
31	98147	31	0.03828033	46.63	1.78501184	31
32	98071	32	0.04397941	45.66	2.00809995	32
33	97993	33	0.05021337	44.70	2.24453745	33
34	97911	34	0.05700409	43.73	2.49278866	34
35	97824	35	0.06437337	42.77	2.75324884	35
36	97729	36	0.07234096	41.81	3.02457555	36
37	97628	37	0.08092943	40.86	3.30677632	37
38	97519	38	0.09015797	39.90	3.59730284	38
39	97402	39	0.10004667	38.95	3.89681781	39
40	97275	40	0.11061290	38.00	4.20329016	40
41	97136	41	0.12187260	37.05	4.51537975	41
42	96984	42	0.13384150	36.11	4.83301660	42
43	96814	43	0.14652804	35.17	5.15339134	43
44	96626	44	0.15994532	34.24	5.47652759	44
45	96418	45	0.17410170	33.31	5.79932778	45
46	96182	46	0.18899142	32.39	6.12143194	46
47	95917	47	0.20461691	31.48	6.44134045	47
48	95626	48	0.22098742	30.58	6.75779529	48
49	95309	49	0.23810499	29.68	7.06695623	49

50	94962	50	0.25595911	28.78	7.36650330	50
51	94579	51	0.27452826	27.90	7.65933848	51
52	94157	52	0.29379287	27.02	7.93828341	52
53	93694	53	0.31373135	26.15	8.20407480	53
54	93194	54	0.33433878	25.29	8.45542774	54
55	92656	55	0.35559190	24.43	8.68711013	55
56	92073	56	0.37743882	23.58	8.90000726	56
57	91436	57	0.39980808	22.74	9.09163568	57
58	90738	58	0.42262354	21.92	9.26390805	58
59	89968	59	0.44577640	21.10	9.40588214	59
60	89114	60	0.46913380	20.30	9.52341610	60
61	88169	61	0.49256916	19.51	9.61002426	61
62	87126	62	0.51593926	18.74	9.66870177	62
63	85989	63	0.53915207	17.98	9.69395425	63
64	84759	64	0.56209261	17.23	9.68485566	64
65	83434	65	0.58461763	16.5	9.64619082	65
66	82017	66	0.60660884	15.77	9.56622134	66
67	80511	67	0.62794349	15.06	9.45682889	67
68	78909	68	0.64841237	14.35	9.30471751	68
69	77198	69	0.66773302	13.66	9.12123310	69
70	75362	70	0.68556232	12.98	8.89859887	70
71	73390	71	0.70156379	12.32	8.64326586	71
72	71282	72	0.71547706	11.67	8.34961734	72
73	69023	73	0.72686917	11.03	8.01736699	73
74	66599	74	0.73527263	10.41	7.65418810	74
75	64001	75	0.74023157	9.82	7.26907398	75
75歳まで 累計		2850	15.97259560		319.9003862	
	1995年生命表 より			1995年生 命表より		この計算では 生涯暴露を考 えているので と同じ

パラメータ

項目	数値	単位	備考
K <sub>M</sub>	0.00000001	-	週40時間の労働暴露に対する数値
濃度(f)	0.0010	f/mL	
暴露期間(d)	75	年	
暴露時間補正	4.21	-	(24 × 365)/(8 × 260)

使用中皮腫のモデル(再掲)

$$I=KM \cdot f \cdot (t-10)^3$$

t>10のとき

$$I=0$$

10>tのとき

I: 中皮腫発生率

KM: 定数

f: 暴露濃度[f/mL]

t: 暴露開始からの期間[年]

k: 定数

d: 暴露期間[年]

中皮腫・女性

	A	t	$A \times KM \times f \times (t-10)^3 \times$ 暴露時間補正 (t>10のとき の計算式)	C	$A \times KM \times f \times (t-10)^3 \times$ 暴露時間補正 $\times C$	d
年齢	10万人あたり 生存数	暴露開始か らの期間(年)	10万人あたり アスベストに よる中皮腫 過剰死亡数	平均余命 (年)	10万人あた りアスベスト による損失 余命(年)	暴露期間(年)
0	100000	0	0	82.96	0	0
1	99618	1	0	82.28	0	1
2	99562	2	0	81.33	0	2
3	99522	3	0	80.36	0	3
4	99495	4	0	79.38	0	4
5	99476	5	0	78.40	0	5
6	99459	6	0	77.41	0	6
7	99444	7	0	76.42	0	7
8	99431	8	0	75.43	0	8
9	99420	9	0	74.44	0	9
10	99410	10	0	73.45	0	10
11	99400	11	4.18627E-06	72.45	0.00030330	11
12	99391	12	3.34871E-05	71.46	0.00239299	12
13	99381	13	0.00011301	70.47	0.00796365	13
14	99369	14	0.00026784	69.48	0.01860936	14
15	99356	15	0.00052305	68.49	0.03582383	15
16	99341	16	0.00090370	67.50	0.06099958	16
17	99323	17	0.00143478	66.51	0.09542709	17
18	99302	18	0.00214126	65.52	0.14029514	18
19	99280	19	0.00304811	64.45	0.19645043	19
20	99256	20	0.00418020	63.55	0.26565200	20
21	99230	21	0.00556239	62.57	0.34803905	21
22	99202	22	0.00721946	61.59	0.44464677	22
23	99174	23	0.00917632	60.60	0.55608513	23
24	99148	24	0.01145800	59.62	0.68312599	24
25	99122	25	0.01408914	58.64	0.82618740	25
26	99095	26	0.01709434	57.65	0.98548898	26
27	99066	27	0.02049803	56.67	1.16162346	27
28	99035	28	0.02432467	55.69	1.35464098	28
29	99001	29	0.02859836	54.70	1.56433039	29
30	98966	30	0.03334393	53.72	1.79123588	30
31	98928	31	0.03858494	52.74	2.03496999	31
32	98887	32	0.04434534	51.77	2.29575839	32
33	98843	33	0.05064892	50.79	2.57245870	33
34	98795	34	0.05751875	49.81	2.86500909	34
35	98745	35	0.06497943	48.84	3.17359546	35
36	98693	36	0.07305453	47.86	3.49638992	36
37	98639	37	0.08176750	46.89	3.83407812	37
38	98579	38	0.09113795	45.92	4.18505484	38
39	98513	39	0.10118784	44.95	4.54839324	39
40	98439	40	0.11193650	43.98	4.92296733	40
41	98358	41	0.12340579	43.02	5.30891715	41
42	98272	42	0.13561899	42.05	5.70277847	42
43	98176	43	0.14858943	41.09	6.10553979	43
44	98071	44	0.16233723	40.14	6.51621633	44
45	97953	45	0.17687345	39.19	6.93167049	45
46	97821	46	0.19221194	38.24	7.35018475	46
47	97675	47	0.20836720	37.29	7.77001302	47
48	97514	48	0.22535050	36.35	8.19149080	48
49	97341	49	0.24318142	35.42	8.61348601	49



50	97154	50	0.26186740	34.49	9.03180652	50
51	96953	51	0.28141912	33.56	9.44442551	51
52	96737	52	0.30184310	32.63	9.84914046	52
53	96505	53	0.32314389	31.71	10.24689285	53
54	96256	54	0.34532388	30.79	10.63252224	54
55	95990	55	0.36838701	29.87	11.00371990	55
56	95705	56	0.39232763	28.96	11.36180814	56
57	95400	57	0.41714085	28.05	11.70080079	57
58	95075	58	0.44282366	27.14	12.01823414	58
59	94723	59	0.46933664	26.24	12.31539331	59
60	94338	60	0.49663514	25.35	12.58970091	60
61	93912	61	0.52465328	24.46	12.83301913	61
62	93445	62	0.55335886	23.58	13.04820199	62
63	92938	63	0.58272239	22.71	13.23362539	63
64	92390	64	0.61269878	21.84	13.38134142	64
65	91794	65	0.64319570	20.98	13.49424586	65
66	91146	66	0.67412816	20.12	13.56345849	66
67	90441	67	0.70539227	19.28	13.59996289	67
68	89676	68	0.73688714	18.44	13.58819895	68
69	88837	69	0.76840590	17.61	13.53162788	69
70	87912	70	0.79972870	16.79	13.42744490	70
71	86883	71	0.83054867	15.98	13.27216767	71
72	85739	72	0.86058595	15.18	13.06369478	72
73	84465	73	0.88948618	14.41	12.81749589	73
74	83043	74	0.91681925	13.64	12.50541456	74
75	81455	75	0.94210344	12.90	12.15313436	75
75歳まで 累計		2850	17.65607494		424.6657722	
	1995年生命表 より			1995年生 命表より		この計算では 生涯暴露を考 えているので と同じ

パラメータ

項目	数値	単位	備考
Km	0.00000001	-	週40時間の労働暴露に対する数値
濃度(f)	0.0010	f/mL	
暴露期間(d)	75	年	
暴露時間補正	4.21	-	